AN ECOLOGICAL FRAMEWORK FOR ENVIRONMENTAL IMPACT ASSESSMENT IN CANADA

Gordon E. Beanlands
Peter N. Duinker

INSTITUTE FOR RESOURCE AND ENVIRONMENTAL STUDIES

Dalhousie University

1983

Published in Cooperation with
Federal Environmental Assessment Review Office

ISBN 0-7703-0460-5

AN ECOLOGICAL FRAMEWORK FOR ENVIRONMENTAL IMPACT ASSESSMENT IN CANADA

Gordon E. Beanlands and Peter N. Duinker
Institute for Resource and Environmental Studies
Dalhousie University
Halifax, Nova Scotia

1983

Published by

Institute for Resource and Environmental Studies
Dalhousie University

and

Federal Environmental Assessment Review Office

Research Sponsored by

Arctic and Eastcoast Petroleum Operators' Associations
Canadian Electrical Association
Dalhousie University
Environment Canada
Federal Environmental Assessment Review Office

Opinions expressed in this report are the responsibility of the authors. Copies are available from:

Federal Environmental Assessment Review Office
200 Sacré-Cœur Blvd.
Hull, Québec
K1A 0H3

or from the authors at:

Institute for Resource and Environmental Studies
Dalhousie University
1312 Robie St.
Halifax, Nova Scotia
B3H 3E2

PROJECT ADVISORY COMMITTEE

R. E. Munn (chairman)
L. M. Dickie
G. T. Glazier
W. W. H. Gunn
A. J. Hanson
P. J. LeBlanc
A. R. Milne
J. S. Tener

ACKNOWLEDGEMENTS

The financial support of the project sponsors, including Dalhousie University, the Federal Environmental Assessment Review Office, Environment Canada, the Arctic and Eastcoast Petroleum Operators' Associations, and the Canadian Electrical Association, is gratefully acknowledged.

Numerous people have made substantial contributions to the results of this research project, and we owe a debt of gratitude to them all. We thank the members of the Advisory Committee for their continued interest and support throughout the project. In particular, we are indebted to Dr. R. E. (Ted) Munn for serving as chairman of the Committee, to Mr. John Herity for serving as secretary to the Committee and as scientific authority for the research contract, to Dr. Arthur Hanson for his special contributions as the Director of the Institute for Resource and Environmental Studies (IRES), and to Dr. M. J. Dunbar, of McGill University, for undertaking an extensive review of the draft final report.

We gratefully acknowledge the substantial efforts of the Workshop Coordinators in planning and organizing 10 successful regional workshops, and also the contributions of the External Experts for their participation and special advice and comment. Most important of all, we thank the workshop participants for providing their collective opinions and viewpoints upon which this report is largely based.

We wish to acknowledge the contributions of Dr. Margaret Chapman in undertaking the review of environmental impact statements, Mr. Michael Phipps in preparing background material for the workshops, Ms. Doris Walsh in initiating the literature review, Ms. Susan MacDonald as administrative officer of IRES, Ms. Gwen Laurence as project secretary, and Ms. Brenda Smart and Ms. Christina Ritchie as project secretaries and diligent typists of the report.

We thank our wives Hope and Maggie for their endurance and endless support throughout the research project. Finally we offer a special thanks to our children, Jeff and Sara, and Kate, who may have been neglected during the long days in the preparation of this report but were not forgotten.

TABLE OF CONTENTS

SUMMARY 1

PART I. INTRODUCTION AND BACKGROUND 11

1 — Introduction 13
Organization of the Report 14
2 — Background to the Project 15
Objectives 15
Study Organization 16
Target Audiences 17
Definition of Terms 18
3 — Development of the Problems 21
An Historical Synopsis 21
Diverse Perspectives 21
Roots of the Frustrations 23
4 — A Review of Selected Assessments 25
Methods 25
Results and Discussion 28
Conclusions 31
5 — Early Messages 33
On Scientific and Practical Aspects 33
On Administrative and Institutional Aspects 33

PART II. A BASIS IN THE SCIENCE OF ECOLOGY 35

6 — Science and Impact Assessment 37
Science, Values and Decisions 37
Scientific Requirements Recognized 39
Peer Review 41
7 — The Question of Significance 43
Statistical Significance 43
Ecological Concerns 43
Social Importance 44
Project Implications 45
Tangible Directions 45
Summary 47
8 — Some Fundamental Considerations 49
Limits and Constraints 49
Quantification 51
Modelling 53
Prediction 55
Study Design 57
9 — Developing an Ecological Perspective 61
Lessons from Experience 61
Conceptualizing the Project and the Environment 62
Social *vs* Ecological Scoping 66
Developing a Study Strategy 71
10 — Bounding the Problem 77
Physical Characteristics 77
Ecological Boundaries 78
11 — Elements of Effective Study Strategies 81
For Initial Understanding 81
In Support of Prediction 82
For Hypothesis Testing 85

PART III. OPPORTUNITIES FOR CHANGE 89

12 — Requirements for Organizing and Conducting Ecological Impact Studies 91
13 — Recommendations 97

APPENDICES 99

Appendix A — Workshop Participants 101
B — Workshop Participation by Affiliation 103
C — Results of Two Case Studies 105
D — Considering the Arctic Environment 119

REFERENCES 125

LIST OF FIGURES

2-1 Project Activities Network 16
4-1 Names and Locations of Projects for which Environmental Impact Statements were Reviewed 26
6-1 Modes of Inquiry 38
6-2 The Relative Importance of the Roles of Science and of Social Values in the Process of Environmental Impact Assessment 40
8-1 Time and Space Boundaries in Environmental Impact Assessment 50
8-2 Gradients Associated with Analyzing Impacts 52
8-3 Controls in Time and Space in Evaluating Impacts 54
8-4 A Pre-Project Experiment in an Impact Assessment Context 59
8-5 An Experimental Context for Studying Project Effects 60
9-1 Project Effects in Ecological and Assessment Contexts 63
9-2 Chain of Impact and the Structural Relationships of Biota 64
9-3 Chain of Impact and the Functional Relationships of Biota 65
9-4 A Study Strategy Based on Succession 73
9-5 A Study Strategy Based on Bioaccumulation 74
9-6 A Study Strategy Based on Eutrophication 75
11-1 Factors Contributing to High Productivity in a Marine Lagoon 83
11-2 Evolution of Impact Assessment Paradigms 86

LIST OF TABLES

4-1 Details of Environmental Impact Statements Formally Reviewed 27
4-2 List of Additional Environmental Impact Assessment Reports Reviewed 28
9-1 A Classificatıcn of Indicator Species 70
9-2 Some Projected Long-term Effects of Modified Flows in the Peace River on the Peace-Athabasca Delta 73
C-1 Persons Interviewed as Part of the Case Studies 105
C-2 Criteria Used to Rate Impacts in the Environmental Impact Assessment of Exploratory Hydrocarbon Drilling in the Davis Strait Region 107

SUMMARY

INTRODUCTION

Environmental impact assessment in Canada has evolved into a fairly complicated sociopolitical phenomenon involving extensive administrative support systems. However, there is a growing concern within the assessment community that the scientific requirements and implications of such highly developed administrative procedures have not received similar attention. This report presents the results of a two-year project designed to address this concern in the Canadian context.

The objective of the project was to determine the extent to which the science of ecology could contribute to the design and conduct of assessment studies and to recommend ways in which this could realistically be achieved. In so doing, it was recognized that ecological considerations represent only a portion of the total range of factors involved in environmental impact assessment. However, it was considered past the time at which the scientific substance of impact assessment should be examined in light of the requirements being dictated by procedural developments.

Beginning in June, 1980, the project was an undertaking of the Institute for Resource and Environmental Studies (IRES) at Dalhousie University through a contract with the Canada Department of Supply and Services. It was jointly funded by Dalhousie University, the Federal Environmental Assessment Review Office, Environment Canada, the Eastcoast and Arctic Petroleum Operators' Associations and the Canadian Electrical Association.

The Approach

By design, the project involved the active participation of environmental scientists who conduct impact assessment studies and those who are responsible for the administration of assessment procedures in Canada. Participants in 10 regional workshops, held across the country, included personnel from the federal and provincial governments, representatives of industrial proponents, consultants and members of the university community — some 150 people in total. The project also included a comprehensive review of literature pertinent to scientific and ecological inputs to environmental impact assessment. This report primarily reflects the opinions and suggestions emanating from the workshops coupled with the state-of-the-art in assessment studies as presented in the scientific writings.

Other project activities included: (i) extensive consultations with experts in the United States and Europe, (ii) a review of some 30 selected environmental impact assessments from across Canada and (iii) an in-depth evaluation of two impact assessments recently completed, involving detailed reviews of documents and interviews with key personnel.

An Advisory Committee was established to oversee and guide the conduct of the project. The committee, comprising senior representatives from government, university, industry, and the consulting community, met periodically to review interim results of the project and advise on forthcoming activities. The committee members, along with selected workshop participants, met in a final session at which the draft project report was critically reviewed. Dr. M. J. Dunbar of McGill University was retained as a senior external critic of the draft report.

The report is directed towards federal and provincial agencies administering assessment procedures, members of the consulting community directly involved in assessment studies, industrial proponents responsible for meeting impact assessment requirements, relevant professional organizations, those teaching courses on impact assessment at college or university levels, and various public interest groups which take an active interest in the assessment process. While the general text contains material of interest to the full range of target audiences, the recommendations have been directed toward specific groups which we perceive as having responsibility for implementation.

THE CANADIAN EXPERIENCE

An Historical Synopsis

The lack of attention to the scientific realities of environmental impact assessment has resulted in a gradual drifting apart of the two major groups involved. On the one hand are the administrators and their scientific advisors who are responsible for establishing the terms of reference for particular assessments and judging the adequacy of the resulting studies. In contrast are the project proponents and their environmental consultants who must translate the terms of reference into a study programme but are seldom sure of the scientific standards which the reviewers will finally adopt. The result has often been a somewhat confused and frustrating technical review process taking place within relatively well defined administrative procedures.

The result of this confusion over the appropriate scientific standards for impact assessment studies is a high level of dissatisfaction among those directly involved. Many of the workshop participants were not convinced that scientific quality is an important aspect of impact assessment studies. Others submitted that either we improve the scientific

rigour of the studies which support the entire process, or we run the risk of seeing the concept of environmental impact assessment degenerate into an exercise in public relations and government lobbying.

Any substantial upgrading of the scientific quality of environmental impact assessment is to some degree constrained by the lack of common perspective among the participating groups. From a scientific perspective, the basic dilemma is that environmental impact assessment is the result of public pressure and political motivation; its origins cannot be traced back to either the requirements or outputs of science. Therefore, at one end of the spectrum are the government administrators who tend to see environmental assessment as the fulfillment of the required procedures or guidelines. At the other extreme are the research scientists who become involved in the development and review of impact assessment documents but often doubt whether it is an acceptable forum in which to rigorously apply the scientific method. From an industrial perspective, impact assessment is tied directly to project approval and licensing. Caught in the middle are the consultants who are expected to practice good science in a politically motivated system.

As there has been little agreement on the objectives for impact assessment, there has been even less agreement on what should be done at the applied level. As a result, no common operational definition of environmental impact assessment has emerged beyond the procedural direction provided by government guidelines, policies or legislation. Neither the practitioners nor the reviewers have had common reference standards with which to gauge the ecological requirements or merits of assessment studies.

The result of this combination of attitudes, perceptions and constraints has been very dilute application of scientific principles and concepts to environmental impact assessment in Canada. The so-called 'shotgun' approach has prevailed, with comprehensive but superficial coverage of all elements of the environment, regardless of their relevance to project decisions. The review of more than 30 Canadian environmental impact statements showed that, in general, they lacked a recognizable investigative design within which ecological relationships could be studied. Rarely was there a central conceptual or analytical theme to guide the collection and interpretation of data. Predictions, where they occurred, were commonly vague and of questionable value to project decision-making. There is no evidence to indicate that the adoption of a more consistent ecological approach to environmental impact assessment would pose extraordinary operational difficulties. The few studies reviewed that did involve a comprehensive ecological framework and were based on well-directed research programmes were completed within the time normally available for impact assessment studies.

Some Major Problems

Significant improvements in the scientific quality of assessment studies might be achieved if several major constraints can be reduced. Early in the project, five main constraints were identified as having an important bearing on the adoption of a more scientific approach to impact assessment:

(a) The need for a common standard — A clarification of what is an acceptable scientific basis for impact assessment studies would benefit everyone involved. The current state of confusion and differing expectations in this regard is counterproductive.

(b) The need for early agreement — Given the limitations imposed on impact assessment studies, it is important that those people conducting and reviewing assessments discuss as early as possible the basic approach to be adopted. The emphasis must be on maximizing the quality of work at the outset rather than unduly relying on a confrontational review at the end of the process.

(c) The need for continuity of study — All of the participants in environmental impact assessment must break out of the 'EIS syndrome'. The rationale for baseline studies and predictions of impact becomes rather tenuous without some follow-up monitoring to the project.

(d) The need for information transfer — Improving the scientific basis for environmental impact assessment would be greatly facilitated if everyone in the Canadian assessment community were aware of the most recent concepts, techniques and approaches as developed by imaginative practitioners and by the research community.

(e) The need for better communications — A forum for productive discussion and the exchange of ideas among those administering, conducting, reviewing and paying for impact assessment studies must be established. Resolution of the principal difficulties will be slow unless the major participants are aware of more than just the problems inherent in their own responsibilities.

A BASIS IN THE SCIENCE OF ECOLOGY

Science, Values and Decisions

Environmental impact assessment is grounded in the perceptions and values of society which find expression at the political level through administrative procedures of governments. Scientists are called upon to explain the relationship between comtemplated actions and these environmental perceptions and values. Although the views of the general public may not be supported by the findings of scientific investigations, their collective aspirations cannot be ignored. Therefore, it must be recognized that decisions resulting from environmental impact assessments may be based as much on subjective judgements involving values, feelings and beliefs, as on the results of scientific studies.

Based on the workshop discussions it is evident that in Canada this relationship between social values and the

scientific focus of assessment studies is generally recognized and accepted. The problems to be overcome seem less related to the importance of social values than their early identification and translation into appropriate environmental studies. There emerged from the workshops a number of ideas concerning the public perception of environmental values and their influence in the environmental impact assessment process. These included concern for: (i) human health and safety, (ii) potential losses of commercially or recreationally important resources, (iii) loss of endangered species and (iv) potential loss of habitat.

Social perceptions and values provide one means of determining the importance of potential environmental impacts. Another interpretation is that of statistical significance, involving the measurement of differences in the variations of ecosystem components affected by a project before and after it is initiated. It was acknowledged that this statistical interpretation of significance ignores the fundamental social focus of impact assessment and does not allow for any ranking of impacts by priority.

Some workshop participants suggested that the importance of environmental impacts should be based on ecological considerations. This was the most difficult interpretation of impact significance on which to develop a consensus. Eventually there was general agreement that impacts which resulted in the irretrievable loss of ecosystem components (e.g., gene pools) or functions (e.g., primary production) should be considered significant, although the ultimate concern could almost always be traced to human values.

It was amply demonstrated in the workshops and supported by the literature that environmental impacts of any magnitude can be deemed insignificant if they are not considered in project-related decisions. Fundamental to this concept is that one of the prime purposes of environmental impact assessment is to present relevant ecological information for consideration in project planning. We might consider this project perspective of impact significance to be most important in environmental assessment.

The following statement attempts to capture the essence of various perspectives on what constitutes a significant environmental impact:

> Within specified time and space boundaries, a significant impact is a predicted or measured change in an environmental attribute which should be considered in project decisions, depending on the reliability and accuracy of the prediction and the magnitude of the change.

The implications of the statement, for those who undertake and review assessment studies, are described in some detail in the report.

Peer Review

Good science can be defined as that which is acceptable to the scientific community as determined by peer review. It was argued at some workshops that the pressures of politics and time generally preclude the adoption of more rigorous scientific approaches to environmental impact assessment. On the other hand, there is a widespread conviction that studies which are found unacceptable through scientific peer review do not provide an adequate basis for assessing impacts.

The report questions the utility of peer review only *after* expensive and time-consuming studies have been completed and the project decisions are required. Obviously, it is in everyone's best interest to avoid having the credibility of the studies seriously questioned at that late stage in the assessment process. It is contended that external scientific evaluation must also occur in the conceptual and design phases of impact assessment studies, since the more conventional post-study peer review alone may be too late to influence assessment decisions.

The Recognition of Scientific Requirements

For some time, members of the scientific community have been stressing the need to clarify the scientific basis for assessment studies. The main scientific and technical requirements identified during the study are outlined below.

Boundaries — The establishment of time and space boundaries is a critical first step in impact assessment, although these are often assumed rather than stated. Like many other aspects of impact assessment, the setting of boundaries represents a trade-off, in this case involving: (i) the constraints imposed by political, social and economic realities (administrative boundaries), (ii) the spatial and temporal extent of the project (project boundaries), (iii) the time and space scales over which natural systems operate (ecological boundaries), and (iv) the limited state-of-the-art in predicting or measuring ecological changes (technical boundaries). It is important to distinguish between these categories since some are under the control of the investigators while others are relatively fixed.

Quantification — From a scientific point of view, if environmental impact assessment is to be substantially improved, the present preoccupation with descriptive studies must largely be replaced with a quantitative approach. Quantitative predictions cannot normally be made, nor hypotheses tested, without a firm foundation in measurement. The overriding constraint appears to be the high natural variability in many physical and biological phenomena. The problems posed by natural variation permeate nearly all scientific aspects of impact assessment and the limitations thereby imposed must be openly recognized. For example, within the time and resources available it may not be possible to establish true experimental controls under field conditions, nor to undertake the sampling programmes required to meet normally accepted confidence limits in statistical analyses.

Modelling — There was widespread agreement among workshop participants that conceptual and quantitative modelling are very useful and appropriate scientific tools for

impact assessment studies. Yet, they have received somewhat sporadic use in the past. Conceptual modelling in particular was regarded as having an important early role in planning an impact assessment since it can assist in providing some much-needed direction and focus for subsequent studies. There has been considerable controversy over the application and utility of quantitative modelling, mainly with respect to its predictive capability. Quantitative modelling, especially computer simulation modelling, appears to be used on a somewhat regular basis in certain aspects of environmental impact assessment such as those related to physical transport mechanisms in the atmosphere or water bodies. However, ecological effects modelling is generally considered to be unreliable for the purpose of predicting impacts.

Prediction — For most workshop participants, and as generally reflected in the literature, environmental impact assessment is equivalent to impact prediction — prediction of changes from baseline conditions as demonstrated by the results of monitoring. In spite of this, prediction in impact assessment reports usually has amounted to generalized or vague statements about the possibility of certain conditions occurring. The lack of confidence in our predictions generally increases with expanding time scales and greater distances from the source of the impact. Added to these difficulties is the overriding constraint posed by stochastic events which by definition cannot be predicted, although their influence can be incorporated into simulation models. Assessment reports should clearly distinguish between reasonably firm predictions, forecasts based on experience or professional judgement, and outright guesses.

Study Design — One of the most obvious shortcomings in impact assessment is the lack of clear direction in the form of a study strategy or framework for investigations. There are a number of tactical field and laboratory options available ranging from studies of controlled ecosystems (microcosms) to on site pilot-scale perturbations. Although the classic experimental design can seldom be adopted for impact assessment studies, much greater use should be made of hypotheses and statistically-based designs. Another recommended approach is to evaluate the environmental effects of similar developments previously completed (e.g., hydroelectric projects). Finally, in recognization of our limited capabilities to predict ecological events, it may be necessary to consider the entire development project in an experimental context and design baseline studies, predictions and monitoring programmes around the need to verify hypotheses.

Developing an Ecological Perspective

It can be argued that the notion of impact assessment equates to applied ecology. In other words, the ranking of required environmental studies by priority should reflect, in part, the extent to which the science of ecology has developed a conceptual or theoretical knowledge base for the particular phenonema of interest. The result should be a more limited and focussed study effort based on a compromise between the information needs of the decision-makers and what a sound, short-term, applied science programme can provide.

Lessons From Experience — The report presents a number of generalities to be considered in the adoption of a more scientific approach to the design and conduct of environmental impact assessments. These include:

(a) Always strive to develop a study design which assumes an opportunity to measure changes after project initiation.

(b) Strike a compromise between studying the valued ecosystem components and the nearest surrogate components for which useful predictions are possible; use professional judgement to extrapolate from the predictions to the valued ecosystem components.

(c) Take maximum advantage of the information which can be obtained from natural or man-made occurrences and natural records.

(d) Focus numerical data collection programmes around a statistical definition of natural variation in space and time.

(e) Refine a hunch concerning a potential impact until it can be stated as a specific question for which a numerical answer is possible, or stated as a hypothesis which can be tested.

(f) First attempt to predict project-induced changes in physical and chemical components and their direct impacts on organisms. Then focus attention on indirect effects operating through changes in habitat or food.

(g) It may be as important to consider the long-term potential of the ecosystem (or components of it) to recover from an expected impact, as it is to predict the initial outcome of the perturbation.

The Need to Conceptualize — The report gives high priority to the conceptualization of an environmental impact assessment within an ecological perspective of the project as well as the environment. An example of a basic conceptual framework for a project is given. In this case, individual construction or operation activities are considered to result in physical, chemical, biotic or energy components being introduced, withdrawn from or redistributed within a natural system as delineated by a set of boundaries. The role of the applied scientist is to determine whether these changes will result in changes in valued ecosystem components, either directly or through ecological relationships.

The logic sequence resulting from such an exercise can be quite simple or refined to a high degree of complexity. Regardless of the details involved, an attempt to place the project in an ecological framework should result in more focussed study effort having some or all of the following advantages:

(a) the separation of the project into manageable parts;

(b) a focus on the nature and source of the perturbation;

(c) the early establishment of time and space boundaries;

(d) a recognition of the valued ecosystem components as the focus for the assessment;

(e) a logical progession from physical-chemical to biotic attributes of the ecosystem;

(f) the consideration of functional ecological relationships wherever possible; and

(g) a recognizable format within which to present the study results.

Two basic but distinct approaches to conceptualizing the environment are suggested. One recognizes the hierarchical structure of ecological organization and the varying difficulties of measuring impacts at the individual, population, community and ecosystem levels. This forces the investigator to ask two fundamental questions: (i) at what biological level are the valued ecosystem components in question, and (ii) at what biological level is it possible either to usefully predict or to detect the expected perturbation? Unfortunately, in the majority of cases the concerns seem to lie at the population level, the very level at which our ability to predict or measure changes due to human activity is often weakest.

The second way of conceptualizing the environment for the purposes of environmental impact assessment involves a special look at the trophic structure. The linkages between the various levels become very important when dealing with impacts which are manifested in the species of concern through the food chain. The project, usually acting through alterations to the physical and chemical environment, may have its first effect on biota at any (or all) of the levels of the food web. However, such direct interactions are often not the case since the valued species are usually located high in the trophic structure while projects often interfere with species and ecological functions occurring at the base of the food web.

The ecological frameworks explained in the report are not presented as *the* models to be used for conceptualizing environmental impacts; rather the message is that the fundamental constraints and opportunities for assessment studies evident through even simple concepts should force investigators to contemplate the ecological realities of their proposed study programmes.

Ecological Scoping — Developing ecologically-based concepts of the project and the environment is a form of ecological scoping, as distinct from social scoping. While the latter depends on public opinion and perceptions, the translation of valued ecosystem components thus identified into appropriate ecologically-framed studies is the purview of the scientists. It might be said that social scoping is the establishment of the terms in which impacts should be *expressed* while ecological scoping represents the terms under which the impacts can be effectively *studied*.

The ecological scope of an assessment may be determined through answering the following basic questions:

(a) Is there reason to believe that the valued ecosystem components will be affected either directly or indirectly by the project?

(b) Is it realistic to attempt to study the effects on the valued ecosystem components directly?

(c) How can the effects on valued ecosystem components be studied indirectly?

(d) Is it necessary or helpful to use indicator components?

The report discusses in detail the implications of the answers to these questions in terms of designing and conducting assessment studies. Extensive use is made of examples from published material and the experience of the workshop participants to emphasize the practical direction that such an ecological scoping exercise can provide.

Developing a Study Strategy — Much of the report focusses on the fundamental requirement to think an impact assessment through first. More than any other single factor under the control of the investigator, it is this lack of an initial strategy for assessment studies that limits the effective deployment of time and resources. It may be said that environmental impact assessments, as generally conducted in Canada, have been long on tactics and short on strategy. Field surveys and inventories are tactical in nature and are seldom supported by a general strategy for the assessment studies.

The report discusses various elements which contribute to the development of a strategic basis for conducting environmental impact assessment studies. The following is a brief summary:

(a) We demonstrate how a generalized conceptualization of a project in its ecological and assessment context can help to clarify the relationship between, and focus attention on, the two most critical aspects of the assessment: (i) the physical, chemical, biotic and energetic nature of the perturbations, and (ii) the valued ecosystem components.

(b) We suggest that a consideration of the basic linkages between the project and the structural-functional relationships within an ecosystem would reveal the various possible interaction pathways between the initial perturbations and the valued ecosystems components.

(c) The objective in ecological scoping is to determine which interaction pathways offer the best opportunities for studies leading to a prediction or approximation of changes in the valued ecosystem components, given the constraints posed by time limitations, natural variability, the state of ecological knowledge and the scientific tools available.

Even the most cursory attention to the ideas embodied in these suggestions would force a reconsideration and refinement of the more conventional, unstructured and undirected approach to impact asessment, both in terms of the setting of objectives and the design of the studies to meet the objectives. Taken together, the above considerations,

in whatever terms they might be stated, set the stage for the establishment of an ecological strategy which would direct both the component, tactical studies, and provide a much needed basis for communication and understanding among all parties involved.

The report reviews in some detail the study strategies adopted for three different assessments — one based on natural succession, one based on bioaccumulation and one based on eutrophication. Although the examples provided are somehwat simplified, two generalizations are possible. First, the adoption of an overall study strategy will not constrain scientific innovation or the development of novel approaches. The scientists involved will be required to apply their full range of ecological knowledge and technical skills. Secondly, as many authors have previously emphasized, the major opportunities for developing predictive studies lie in the use of functional relationships or processes. Thus, a study strategy must incorporate some reasonably well understood ecological processes around which appropriate tactical studies can be designed.

Some consideration is given to problems of setting bounds on the physical and biological components of natural systems in an impact assessment, with some examples of how such boundaries have been established. It has been suggested that systems with relatively limited and well defined transport mechanisms in operation, such as lakes or watersheds, are easy to bound compared with oceanic and atmospheric systems. In any event, initial spatial boundaries for an impact assessment are often established on the basis of physical transport mechanisms, that is, primarily the forces of wind and moving water. Examples include oil slick trajectories and air emission plumes. In most cases a consideration of ecological relationships will expand the physical boundaries initially established, principally because of the high mobility of many species potentially affected by the project.

One of the most noticeable deficiencies in environmental impact assessment from the perspective of establishing appropriate ecological time boundaries is the lack of consideration of response and recovery times for ecosystem components potentially impacted. There is evidence to indicate that many ecosystems and population components are quite robust and have a high degree of resiliency. The report provides an example of a crude quantitative measure of the probability for the recolonization of indigenous species in an impacted aquatic system.

Organizing the Approach

The report attempts to provide some general direction with regard to the organization of activities inherent in developing an ecological approach to environmental impact assessment. They are discussed under three main headings as follows:

For Initial Understanding — Contrary to current practices, baseline studies should not be the first set of activities undertaken in an impact assessment. It is argued that such studies should be preceded by an ecological characterization. The objective should be to gain an appreciation for such features as the biological resources important to man, the major components of their habitat, the key biological processes and the main physical driving forces such as climatic conditions and transport mechanisms. Only after the results of the ecological characterization have been incorporated into the study strategy should baseline studies be undertaken. At this stage the potential range of basic ecological linkages between the project and the ecosystem will have been considered and the result of an ecological scoping exercise will have narrowed down the possible avenues for predictive studies and the need for specific information.

As might be expected, there are few examples where ecological characterization has been used in impact assessments in Canada. Precisely because of the lack of resolution provided by such an initial activity, we tend to have baseline studies in which the 'count everything' approach prevails. By contrast, the report adopts the more operative concept of baseline data as a statistical definition of the natural variability of phenomena of concern against which future changes can be predicted or measured.

A number of examples are given which show that the ideas embodied in the concept of ecological characterization are gradually being adopted and have proved helpful in focussing the study effort in impact assessment.

In Support of Prediction — Published material mentions the substantial advantages for prediction to be gained from studying the results of previous projects of a similar nature. And workshop participants referred to this too. It is somewhat surprising, then, to see the limited use made of this approach in impact assessment studies. While it is common for those involved in such studies to draw upon their general knowledge of previous projects or published sources, it is unusual to see an organized field programme directed towards that end. The report reviews the limited number of examples which were uncovered.

As was the case with the idea of studying previous projects, the workshop participants recognized the benefits to be derived from conducting pilot-scale perturbation experiments prior to the initiation of the project. It was also the case, however, that we could find little evidence from reviewing Canadian impact assessments where such experiments had been conducted. One particularly relevant example from Canadian impact assessment is described in detail to illustrate the practicality of the approach and the benefits to be derived from it.

For Testing Hypotheses — As a result of the project there has emerged a basic paradigm of impact assessment as viewed by applied scientists. Thus, baseline studies should be directed towards establishing quantitative descriptions of selected environmental attributes prior to the onset of the project under consideration. An effort then is made to predict the extent to which attributes will change as a result of the proposed project. The project may or may not proceed, in its original or altered form, depending on the predicted changes. In the event that the project pro-

ceeds, baseline variables are remeasured after project initiation to determine the extent to which the predicted changes have occurred.

The report demonstrates that there are practical tools available for developing a predictive capability but they must be included as integral elements of the assessment strategy adopted and the supporting tactical studies. Yet even the most optimistic applied scientist, using the best tools of the trade, will still recognize our very limited ability to predict ecological changes arising from proposed actions. As a result, there is a growing conviction that the project must indeed be considered in an experimental context in which post-project monitoring is required to test the hypotheses (the impact predictions). This is the only concept of impact assessment in which the interdependencies of the various activities — baseline studies, predictions and monitoring — become coherent in a scientific sense.

This may seem a somewhat theoretical concept of environmental impact assessment from an applied perspective. However, the underlying theme is very relevant, namely, that an impact assessment will not be completed until the results from monitoring are known.

There is some reason for optimism in this regard in the longer term. The report describes a few Canadian assessments that are currently underway or planned which committed to such an experimental approach. Although their overall design may not reflect the theoretical framework above, it seems clear that they are beginning to bridge the gap between the conventional impact assessment and applied ecological research.

REQUIREMENTS FOR ORGANIZING AND CONDUCTING ECOLOGICAL IMPACT STUDIES

The environmental assessment community in Canada has called for a set of basic requirements for ecological studies in support of impact assessment. Based on discussions at our workshops and on the literature, we have attempted to develop such a set of requirements which reflect expectations and standards well within the grasp and capabilities of those who organize and conduct assessment studies.

The requirements as stated below are structured so that they should be appropriate for impact assessments of all types of development projects in any geographic area, and they should be implementable under all environmental assessment administrative processes in Canada. They can be effectively applied at any level of sophistication or complexity desired.

The requirements should allow practitioners the maximum flexibility in practicing imaginative yet rigorous science in environmental assessment. They pertain to the planning and design stages of an impact assessment because scientific improvements are most effectively realized at these stages. They should be viewed as representing the minimum substantive content of the ecological studies in any impact assessment. However, individual assessments may have additional, more detailed scientific requirements imposed as deemed appropriate by the review agencies and practitioners.

The requirements do not deal directly with many of the principles, techniques and approaches discussed in the report. While such concepts have great application potential in environmental assessment (the text of the report advises on their use), the requirements were limited to such aspects as should be considered in great depth in every impact assessment.

Facilitating Implementation

How can a basic set of criteria for conducting environmental impact assessments be implemented? Since the requirements which follow will serve little purpose if they are not applied, the question of an appropriate implementation mechanism becomes crucial to the overall outcome of this research project.

It is not enough to say that the requirements should be adopted by the key groups participating in an impact assessment; this gives no indication of *how* they should be used. Nor is it sufficient simply to have the requirements incorporated into assessment guidelines since such requirements will need a scientific interpretation appropriate to each individual assessment. The best chance for implementation lies in having the requirements form the basis for joint planning of the impact assessment between proponents and the government agency administering the assessment review process.

All such agencies in Canada are urged to establish a core group of technical advisors for each impact assessment undertaken. The group would be expected to work with the proponent's scientific staff and consultants in developing a mutually agreeable design for the overall assessment *before* the individual studies are undertaken. This degree of cooperation will undoubtedly be criticized by those concerned with maintaining an 'arm's length' philosophy on the part of the agencies administering assessment procedures. However, by the same token, if we continue to consider cooperation as subversion, then there is little to do except develop longer and more complex guidelines.

The core group of advisors would be important participants in the final technical review of the assessment. In the event that the agreed assessment design was changed or not followed by the proponent, the core group would require justification. It would also be in a position to advise the review agency on the validity of the proponentès interpretation of the study results, a key factor in the process of impact assessment. The importance of the perceived independence and credibility of the government agency will have to be weighed against the pressing requirements to obtain the most reliable scientific data and advice possible. Obviously, some degree of compromise is necessary. In any event, it will always be the responsibility of the review

agency to interpret the final results of the assessment and makes its decisions on that interpretation.

One of the most important roles for a core advisory group would be to work with the proponent in developing an appropriate monitoring strategy and to assist the review agency in interpreting the results of, and limitations on, a monitoring programme.

In summary, the following "Requirements for Organizing and Conducting Ecological Impact Studies" could form the general framework within which the detailed plans for an impact assessment are worked out co-operatively by the core group of advisors to the agency and the scientific staff and consultants of the project proponent.

Requirement to Identify the Valued Ecosystem Components

ENVIRONMENTAL IMPACT ASSESSMENTS SHOULD BE REQUIRED TO IDENTIFY AT THE BEGINNING OF THE ASSESSMENT AN INITIAL SET OF VALUED ECOSYSTEM COMPONENTS TO PROVIDE A FOCUS FOR SUBSEQUENT ACTIVITIES.

(a) A variety of mechanisms may be appropriate for developing a set of valued ecosystem components. A social scoping exercise in which all interested parties are given an opportunity to submit opinions and suggestions is recommended. The means and criteria used in selecting the valued ecosystem components should be explicitly stated.

(b) The extent to which predicted changes in the valued ecosystem components are expected to influence project decisions should be made clear.

Requirement to Define a Context for Impact Significance

ENVIRONMENTAL IMPACT ASSESSMENTS SHOULD BE REQUIRED TO DEFINE A CONTEXT WITHIN WHICH THE SIGNIFICANCE OF CHANGES IN THE VALUED ECOSYSTEM COMPONENTS CAN BE DETERMINED.

(a) Criteria for impact significance should reflect statistical, ecological and social interpretations of the concept. Statistical interpretations should recognize difficulties in detecting project-induced changes in valued ecosystem components. Ecological criteria may include important natural processes such as primary production, and important ecosystem components such as major prey species. Social importance criteria may reflect a wide range of perspectives on the values attached to various ecosystem components.

(b) Terms used to describe the significance of project-induced changes in valued ecosystem components (e.g., major, short-term, regional) should be unambiguously defined. If they can not, reasons should be given. Such terms are subject to a wide range of interpretations in the absence of clear definitions.

Requirement to Establish Boundaries

ENVIRONMENTAL IMPACT ASSESSMENTS SHOULD BE REQUIRED TO SHOW CLEAR TEMPORAL AND SPATIAL CONTEXTS FOR THE STUDY AND ANALYSIS OF EXPECTED CHANGES IN VALUED ECOSYSTEM COMPONENTS.

(a) An assessment should acknowledge first the boundaries imposed for administrative reasons, and the consequent limitations on the utility of the assessment. Examples include multiple political jurisdictions and trans-boundary pollution problems.

(b) Within the administrative constraints, an assessment should identify the temporal and spatial limits as dictated by the project proposal. Examples include the duration of construction and operation phases of the project, and the spatial extent of physical structures and transportation corridors.

(c) Ecological boundaries are normally considered in relation to administrative constraints and project limits. In a spatial sense, ecological boundaries should reflect, among other things, transport mechanisms and migration. Temporally, they should reflect the response and recovery times of affected systems. Attention should be given to the level of resolution at which various ecosystem components are studied within the designated boundaries.

(d) There are technical constraints to meeting the desired objectives for the assessment apart from the administrative, project and ecological boundaries. Two examples of technical constraints include difficulties in undertaking adequate sampling programmes for some species, and difficulties in predicting changes in poorly understood ecosystem components.

Requirement to Develop and Implement a Study Strategy

ENVIRONMENTAL IMPACT ASSESSMENTS SHOULD BE REQUIRED TO DEVELOP AN EXPLICIT STRATEGY FOR INVESTIGATING THE INTERACTIONS BETWEEN A PROJECT AND EACH VALUED ECOSYSTEM COMPONENT, AND TO DEMONSTRATE HOW THE STRATEGY IS TO BE USED TO COORDINATE THE INDIVIDUAL STUDIES UNDERTAKEN.

(a) A study strategy should incorporate a conceptual outline of the proposed project in an ecological setting, as well as conceptual views of ecological structure and function within the receiving environment. This conceptualization would explore the linkages between the project and the valued ecosystem components through suspected cause and effect relationships.

(b) A process of ecological scoping should be used to determine the possibilities for investigating ecological changes. If an interaction between the project and a particular valued ecosystem component is

expected, the assessment should first explore how the interactions might be studied directly. If necessary, indirect avenues of study should be examined. Should the study and analysis of changes in certain valued ecosystem components be considered impossible, the assessment may resort to the study of relevant indicator components.

(c) Detailed studies are designed as a final stage in developing a study strategy. The assessment should make clear how every individual study undertaken contributes to the implementation of the study strategies developed.

Requirement to Specify the Nature of Predictions

ENVIRONMENTAL IMPACT ASSESSMENTS SHOULD BE REQUIRED TO STATE IMPACT PREDICTIONS EXPLICITLY AND ACCOMPANY THEM WITH THE BASIS UPON WHICH THEY WERE MADE.

(a) The predictive analysis should strive to ascertain the nature, magnitude, duration (timing), extent (geographic distribution), level of confidence and range of uncertainty of the predicted changes. Reasons should be given if any of the above cannot be ascertained.

Requirement to Undertake Monitoring

ENVIRONMENTAL IMPACT ASSESSMENTS SHOULD BE REQUIRED TO DEMONSTRATE AND DETAIL A COMMITMENT TO A WELL DEFINED PROGRAMME FOR MONITORING PROJECT EFFECTS.

(a) The design of a monitoring programme should be part of the development of a study strategy for any valued ecosystem component. Thus, baseline studies and predictions would be designed so that conclusive statements could be made once the monitoring studies are complete.

(b) An assessment should make absolutely clear the need for the results and the expected duration of the monitoring studies. The programme should remain flexible enough to be adjusted as appropriate to meet its objectives.

RECOMMENDATIONS

In addition to the Requirements for Organizing and Conducting Ecological Impact Studies, the research project has identified several other initiatives which would facilitate and encourage a more scientific approach to environmental impact assessment. The following recommendations pertain to the administrative and institutional aspects of impact assessment.

Recommendation 1 — Adoption of the Requirements

IT IS RECOMMENDED THAT ALL GROUPS ACTIVELY INVOLVED IN ENVIRONMENTAL IMPACT ASSESSMENT ADOPT THE REQUIREMENTS FOR ORGANIZING AND CONDUCTING ECOLOGICAL IMPACT STUDIES.

(a) Agencies that administer impact assessment procedures should incorporate the requirements into their policy documents and into assessment guidelines which they issue. As well, technical advisors should be requested to take the requirements into account when reviewing assessment studies.

(b) Project proponents should advise their environmental staff and consultants to adhere to the requirements when planning and undertaking assessment studies.

(c) Professional organizations and industrial associations should advocate the requirements as performance standards for their members involved in assessment studies, and should encourage their use as a basis for further study and elaboration by the professional community.

(d) Environmental consultants could use the requirements when preparing proposals to undertake assessment studies, and should adhere to them when designing and conducting such studies.

Recommendation 2 — Agency Advisory Committees

IT IS RECOMMENDED THAT AGENCIES ADMINISTERING ENVIRONMENTAL IMPACT ASSESSMENT PROCEDURES IN CANADA EACH ESTABLISH A SMALL COMMITTEE OF EXPERTS TO PROVIDE ADVICE ON SCIENTIFIC MATTERS RELATED TO ENVIRONMENTAL ASSESSMENT.

(a) The committee should review the policies and procedures under which the organization operates, and should advise on changes required to support a more scientific approach to assessment studies.

(b) The committee should assist the agency in ranking priorities for impact assessment research needs. Such ranking could include soliciting the opinions of proponents, consultants and research scientists, reviewing major research programmes relevant to environmental assessment, and informing research agencies of the main areas of knowledge deficiencies.

(c) The committee should encourage regular, non-adversarial meetings with representatives of the agency, proponents, consultants, research scientists and resource managers. Such meetings should address the current state of affairs in environmental assessment, should attempt to resolve outstanding issues, and should recommend changes in proce-

dures and requirements to continually refine the process.

(d) The committee should encourage the agency and other relevant organizations to co-operate in organizing and conducting impact assessment training activities, including technical workshops and short courses.

(e) The committee should advise the agency on initiatives to be taken in developing in depth studies on several major problem areas in impact assessment including socio-economic aspects, the cumulative effects of several projects in one area, regional environmental assessment, risk analysis, impact prediction and mitigation, and others. Such research efforts should involve broad based support and participation.

(f) The committee should advise the agency on initiatives to promote information transfer and dissemination. Initiatives of particular utility to scientific practice within impact assessment include a central storage and retrieval system for all environmental assessment reports and documents prepared under the agency's procedures, an up-to-date annotated bibliography of relevant research literature, and case studies of impact assessments which may serve as model approaches for certain scientific aspects of environmental assessment.

Recommendation 3 — Monitoring as Part of the Assessment Process

IT IS RECOMMENDED THAT ENVIRONMENTAL IMPACT ASSESSMENT AGENCIES UNDERTAKE WHATEVER PROCEDURAL CHANGES ARE NECESSARY TO HAVE MONITORING FORMALLY RECOGNIZED AS AN INTEGRAL COMPONENT OF THE ASSESSMENT PROCESS.

(a) Guidelines or terms of reference should place emphasis on monitoring of effects as an integral part of the design of impact studies.

(b) Environmental impact statements should provide as much rationale and technical detail for monitoring studies as for pre-project studies.

(c) Agencies should clearly establish for each environmental impact assessment the responsibilities of government agencies and proponents for conducting and reviewing monitoring programmes.

Recommendation 4 — Professional Involvement in Environmental Assessment

IT IS RECOMMENDED THAT ORGANIZATIONS AND INSTITUTIONS WHICH EMPLOY RESEARCH SCIENTISTS AND NATURAL RESOURCE EXPERTS ACTIVELY ENCOURAGE THEIR INVOLVEMENT IN ENVIRONMENTAL IMPACT ASSESSMENT.

(a) The organizations and institutions should stress the importance of co-operative research and study programmes as supportive activities for impact assessment.

(b) The contributions of research scientists and experts to environmental assessment should be recognized in performance appraisals and career advancements.

(c) Increased opportunities should be provided for employees to engage in short-term transfers of work or leaves of absence related to environmental impact assessment.

Part I

Introduction and Background

1 — INTRODUCTION

Environmental impact assessment in Canada, as elsewhere, has evolved into a fairly complicated socio-political phenomenon involving extensive administrative support systems. However, as pointed out by Munn (1975) at an international meeting of scientists, "The scientific community has the uncomfortable feeling that the institutional framework for environmental impact assessment is in place before the scientific basis has been established."

Although assessment practices have improved since then, there is still a widespread concern that a substantial gap exists between some of the basic concepts and their translation into scientific studies. This report presents the results of a two-year project designed to address this concern in a Canadian context. Thus, about eight years after the introduction and subsequent refinement of assessment policies and procedures throughout Canada, this is the first major effort to examine the technical requirements from the perspective of the applied scientist. Through the project, numerous people active in designing, directing, conducting and evaluating impact assessments were given the opportunity to review their collective experience and recommend ways of incorporating a more rigorous scientific approach into their future efforts.

The project, an undertaking of the Institute for Resource and Environmental Studies (IRES) at Dalhousie University, was jointly funded by Dalhousie University, the Federal Environmental Assessment Review Office (FEARO), Environment Canada, the Eastcoast and Arctic Petroleum Operators' Associations and the Canadian Electrical Association. By design, the project involved the active participation of environmental scientists who conduct impact assessment studies and those who are responsible for the administration of assessment procedures. Participants in 10 regional workshops, the core of the project, included personnel from the federal and provincial governments, representatives of industrial proponents, consultants and members of the university community. The recommendations contained in the report are directed to those who are responsible for the administration, conduct and review of environmental impact assessments in Canada.

The objective of the project was to determine the extent to which the science of ecology could contribute to the design and conduct of assessment studies and to recommend ways in which this could be realistically achieved. In so doing, it was recognized that ecological considerations represent only a portion of the total range of factors involved in environmental impact assessment. However, it was considered past the time at which the scientific substance of impact assessment should be examined in light of procedural developments. In effect, this report is an attempt to provide a common basis for reconciling somewhat unrealistic expectations within scientific limitations. If these concerns are addressed in a positive manner, the credibility and utility of environmental impact assessment will be greatly improved.

In some respects, the results of this project are not unique. As will become evident later in the report, many of the more general scientific and ecological problems associated with environmental impact assessment had already been identified in the scientific literature. Unfortunately, practical solutions were seldom suggested and when they were, apparently nobody paid attention. In that respect, this project is different. It has given high priority to the participation of a wide range of professionals, in various positions, who can translate the results of the project into a concerted effort to improve the scientific quality of environmental impact assessment. Given the wide range of involvement in impact assessment, an approach on such a broad front seems to have the best chance of resulting in substantial implementation of the recommended changes.

The report reflects the range of positive and negative perspectives on environmental impact assessment which prevail across Canada. On the negative side, there is a general feeling of frustration and lack of direction on the part of many of those conducting assessment studies. In some cases, there is confusion over what the studies are expected to achieve and what standards they are expected to meet. Also, although there are a large number of research publications dealing with ecology in environmental impact assessment, many of these suggest what should be done but provide few examples where the suggestions have been implemented. At a more basic level, there is evidence that many research scientists in Canada are reluctant to become directly involved in impact assessment since they feel that it is not an acceptable forum in which to apply the scientific method.

On the positive side, the project has demonstrated the interest and willingness of most people directly involved in impact assessment activities to upgrade the quality of their work through the adoption of some commonly accepted performance standards. The degree of commitment and level of support demonstrated by the agencies supporting the project is another important positive aspect. Furthermore, there are enough examples from across Canada to demonstrate the capability of the community of applied scientists to undertake more rigorous scientific studies as part of environmental impact assessment. The challenge is to modify existing administrative procedures and develop the necessary motivation to ensure a much broader application of this potential. In this regard, the recommendations in the report are directed both to the practicing scientist as well as to those administering assessment procedures.

This report is not a handbook for those conducting impact assessment studies, although they may find it helpful in considering the appropriate scientific and ecological frameworks within which to proceed. Nor is this report a basic textbook on ecology for administrators. It represents an attempt to establish a common middle ground between the current approach to impact assessment and the ideals often described in research publications. Through examples, those conducting assessment studies are encouraged to take more advantage of the objectivity and organization inherent in the scientific approach. At the same time, those administering assessment policies and those paying for the studies are expected to adopt procedures which will encourage the required improvement in scientific integrity.

Even if all of the recommendations in this report were adopted and implemented, there would still be major problems associated with environmental impact assessment. For example, this project did not address the topics of risk analysis and cumulative effects, both of which are germane to the concept of impact assessment. Nor was it within the scope of this project to examine the state of impact assessment research in Canada, an important supportive activity which, according to Wallace (1981), is beset with problems. Finally, our mandate did not include the socio-economic side of environmental impact assessment, a topic which probably poses even greater challenges to the professionals involved, and almost certainly the aspect with the highest profile from the perspectives of the general public and the decision-makers.

In spite of the somewhat narrow focus of the project, we are convinced that the adoption of the recommendations herein would be an important step in improving the substance and image of environmental impact assessment in Canada.

ORGANIZATION OF THE REPORT

Some words of explanation are in order concerning the presentation of project results in this report. First, Part II represents the essence of the project findings on improving the contribution that ecological science can make to environmental impact assessment. This involves two distinct but intimately related aspects. On the one hand are the principles and methods of acceptable scientific practice, which essentially are shared by most other natural science disciplines (e.g., biology, oceanography, etc.). The other involves ecological principles and theory (e.g., succession, bioaccumulation, etc.), which are peculiar to the body of knowledge developed through the short history of the discipline of ecology. Chapter 8 attempts to elucidate the former in the context of ecological study as part of environmental assessment. Chapters 9 through 11 then consider ecological principles and theory as they may contribute to the design of assessment studies and to impact prediction.

In developing the recommendations, as much importance was given to assigning responsibilities for implementation as was given to developing the recommendations. Environmental impact assessment is a broad topic involving many participants and it is an excellent target for 'motherhood' suggestions. On the assumption that 'no responsibility' leads to 'no implementation', generalized recommendations have been avoided. If the assigned responsibilities are in error, perhaps the attempts to rectify the mistakes will lead to pointed discussions which otherwise might not take place.

To give full credit to the contributions of the workshop participants, they speak for themselves through numerous quotes inserted at appropriate locations throughout the text. The reader will often note conflicts of opinion between participants as well as disagreements with the main text. However, this is highly indicative of the current nature of environmental impact assessment. The quotes should provide the reader with a feeling for the range of opinions, ideas and suggestions to which the authors were exposed during the two years of the project.

Finally, throughout the report, emphasis is given to the use of examples to demonstrate the utility and practicality of the various concepts and approaches discussed. Environmental impact assessment writings are filled with rhetorical discussions on the advantages of various methodologies and techniques. Seldom, however, are they supported with concrete examples from actual impact assessments. We have attempted to draw upon as many Canadian examples as possible, both to show that the ideas presented have application potential and to illustrate the capability of those conducting assessment studies in this country.

2 — BACKGROUND TO THE PROJECT

The motivation for this project grew from a realization that the administrative and technical aspects of environmental impact assessment in Canada were getting seriously out of balance. By the mid 1970's, most governments in Canada had adopted the concept of examining the social and environmental consequences of proposed activities as part of the project planning process. For some, the requirements for impact assessment have become embodied in legislation while others administer assessment policies (see Couch (1982) for a summary of environmental impact assessment procedures in Canada). In all cases, however, administrative procedures have been developed and refined with little attention to the basic scientific problems inherent in the concept of impact assessment.

This lack of attention to the scientific aspects of impact assessment has resulted in a gradual drifting apart of the two major groups involved. On the one hand are the administrators and their scientific advisors who are responsible for establishing the terms of reference for particular assessments and judging the adequacy of the resulting studies. In contrast are the project proponents and their environmental consultants who must translate the terms of reference into a study programme but are seldom sure of the scientific standards which the reviewers will eventually adopt. The result has often been a somewhat confused and frustrating technical review process taking place within relatively well defined administrative procedures.

Through discussions with various individuals and agency representatives across the country, it became obvious that the confusion resulting from this imbalance was common within most impact assessment administrations. It also became evident that proponents and consultants were interested in attempting to rectify the problem since the current situation was considered wasteful of their time and resources.

Following consultations with a few key people in government, industry and consulting firms, a proposal was developed to review the general scientific and, more particularly, the ecological basis for impact assessment and to provide recommendations for improvement that would be relevant to the various agencies and organizations involved. The approach adopted was to ensure (i) the involvement of those people most directly associated with administering, conducting and reviewing impact assessment studies and (ii) equal participation by representatives from federal and provincial governments, industrial proponents, environmental consulting firms and universities.

The proposal was accepted by FEARO and formed the basis for a two-year contract, which began in July, 1980, between Dalhousie University (IRES) and the federal Department of Supply and Services. Funding was provided by the university, the federal government and industry.

OBJECTIVES

Basic Objective

The basic objective of the project was to develop comprehensive recommendations whereby the principles of ecological theory can be applied to environmental impact studies and related activities.

The sub-objectives were:

(a) to determine the extent to which ecological principles and techniques have been applied to environmental impact assessments in Canada and document areas where such applications would have significantly improved the quality of impact statements;

(b) to provide guidance on the application of ecological principles and techniques in the formulation of impact assessment objectives, adoption of study designs, the collection and analysis of data and the interpretation of such data for the purposes of assessing and evaluating environmental impacts;

(c) to make specific recommendations regarding the application of the above guidelines in related programmes and activities including environmental baseline studies and post-project monitoring requirements; and

(d) to evaluate the potential for incorporating such guidelines within a legal framework related to impact assessment procedures.

Two important points deserve attention relative to the project objectives. First, the project was expected to concentrate on ecological concepts and principles as applicable to environmental impact assessment. However, since ecology is a science, it incorporates scientific methods and principles common to other disciplines. For example, it quickly became apparent that discussions on the application of accepted statistical procedures for the collection and analysis of data were germane to the topic. As a result, the focus for the project was somewhat broadened to ensure that the full range of scientific concerns was addressed.

The second point is that the Advisory Committee, after examining the potential for adequately addressing the legal aspects of the project topic, recommmended that sub-objective (d) be deleted. Consequently, no effort was made to address the legal issues.

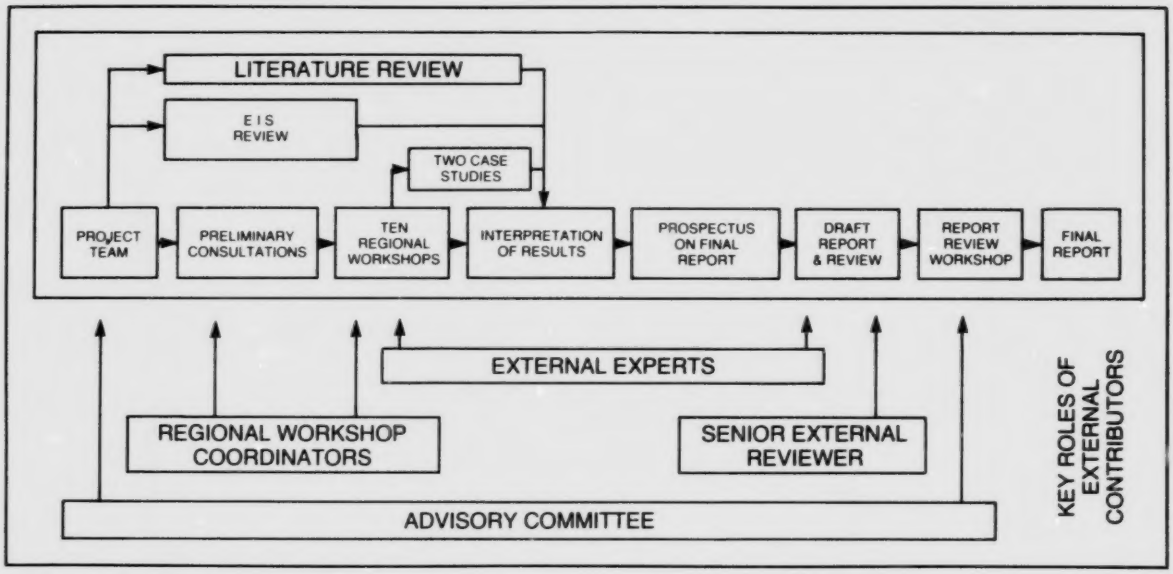


FIGURE 2-1 PROJECT ACTIVITIES NETWORK

STUDY ORGANIZATION

Advisory Committee

At the time project started, a national Advisory Committee was established to oversee and guide the conduct of the project. The membership of the committee reflected a broad range of professional disciplines and affiliations, the latter including government, university, industry and the consulting community. As well as meeting periodically throughout the project to review interim results and advise on forthcoming activities, the Advisory Committee provided other input including reviewing the draft final report.

Review of Environmental Impact Statements

The project included a critical evaluation of the extent to which ecological principles have been applied to environmental impact assessments conducted in Canada. The review involved 21 assessment reports and provided a basis upon which to plan for discussions at the technical workshops.

Literature Review

An ongoing review of writings pertinent to scientific and ecological inputs to environmental impact assessments was initiated at the beginning of the project. From various sources including scientific journals, limited-distribution symposium proceedings, government and consultant reports, theses, and standard textbooks, a collection of a few hundred items was established. Publications addressing the specific objectives of the project are relatively scarce, and it was necessary to search printed material that is rather peripheral to the project focus. An annotated bibliography will be published as a separate volume.

Regional Workshops

The project was structured around ten technical workshops held across Canada within a one-year period . Each workshop was attended by impact assessment practitioners, reviewers and scientists from industry, governments, universities and the consulting community. Participation was limited to professionals in the physical and biological sciences who were reasonably close to field responsibilities and who had experience in, or a good working knowledge of, environmental impact assessment as it is practised in Canada. Appendix A provides names and affiliations of the participants at each workshop and Appendix B shows the distribution of affiliations.

In order to stimulate the broadest range of thinking amongst participants, few constraints were imposed on the discussions at the workshops. First, although the terms of reference focussed specifically on the ecological basis for environmental impact assessment, this was somewhat broadly interpreted by most participants to include scientific investigation in general. It was understood, however, that the socioeconomic implications of resource developments were not the focus of discussion, although a number of participants were motivated in this direction.

Secondly, environmental impact assessment was defined for discussion purposes as a process, or sequence of activities, beginning with a pre-project data acquisition programme (the baseline study), followed by an interpretive, predictive and evaluative phase (the preparation and review of an impact assessment report) after which post-construction environmental assessment continues for some period of time (the monitoring programme). This definition, far from being a constraint, encouraged the participants to consider the overall approach rather than restricting their thinking to the familiar Environmental Impact Statement (EIS) which is all too often the main focus for bureaucratic and public attention.

To provide a mechanism whereby discussions at the workshop could advance from a general level to the specific, hypothetical development scenarios were described in the background material circulated to all participants. While a number of approaches were used in considering the scenarios, in each case the participants had an opportunity to test some of the ideas generated during the workshops and to evaluate their applicability. Although not equally successful in all workshops, the consideration of scenarios proved to be a necessary adjunct to the more conceptual and unstructured workshop discussions.

Finally, the participants were given the opportunity to answer a series of questions, either individually or through group discussions. While the questions evolved over the time period from the first workshop to the last , they provided a common denominator for all workshops. The questions were general in nature so as to have equal relevance to the wide range of disciplines involved. Therefore, they were also subject to wide interpretation. Some consensuses were expected to emerge as a result of analysing the individual responses and the relevant portions of the group discussions.

Case Studies

Appendix C deals with an in depth look at two recent Canadian environmental impact assessments. These case studies were undertaken to determine the operational constraints against or opportunities for, the application of the main ecological assessment concepts identified during the workshops. The studies involved a review of the documentation for each assessment and a series of interviews with consultants and representatives of government agencies and proponents who had special roles in undertaking or reviewing each assessment. The results have helped in gaining an understanding of what can realistically be achieved in assessment studies from a scientific perspective.

Interpretation of Results

The five major sources of information leading to the production of this report included the review of printed material the EIS review, the preliminary consultations, the regional workshops, and the case studies (Figure 2-1). While the EIS review and the case studies are discussed separately (Chapter 4 and Appendix C respectively), the results from the literature review and the workshops are combined and provide the basis for the document. Discussions at each of the regional workshops were recorded on audio tape. Following the workshops, the tapes were analyzed and the results summarized. This report only makes distinctions between workshops to provide specific examples where appropriate.

The Prospectus

A prospectus on the final report was widely circulated, amongst workshop participants and others, with the intention of providing an early opportunity for comment on the premises and assumptions which would be reflected in the approach to drafting this report. While unanimity on these basic matters among such a large number of people was not expected, it was hoped that some level of agreement at that stage would reduce the need for major changes at a later draft stage when fundamental disagreements or misunderstandings would be much more difficult to resolve. Comments on the prospectus were instrumental in pointing out topics requiring further elaboration, more emphasis, or re-direction.

Review Procedures

The draft final report was widely circulated for review among workshop participants and other interested parties. In addition a final review meeting was held involving selected workshop participants and the Advisory Committee. Also, Dr. M. J. Dunbar of the Marine Sciences Centre at McGill University in Montreal was retained to provide extensive critical review of the draft final report.

TARGET AUDIENCES

Based on discussions with workshop participants and other interested parties, the project results could influence a number of agencies and organizations with respect to their involvement in, or responsibility for, environmental assessment activities in Canada. The following examples indicate the range of potential users and interests:

(a) Professional organizations, such as the Canadian Society of Environmental Biologists, may find the results useful in formulating standards of good practice as a reference for the future involvement of their members in environmental impact assessments.

(b) The results are expected to be of use to consultants and project proponents in preparing and evaluating proposals to undertake impact assessments. Even the preliminary ideas presented in the Progress Report (Beanlands and Duinker, 1981) have been reported to be helpful in this regard.

(c) There is increasing evidence that provincial and federal government agencies and industrial proponents

hope to use the project results in evaluating their impact assessment procedures. It is evident, for example, that substantial changes are required in assessment guidelines if major difficulties are to be resolved.

(d) The content of this report is expected to provide some direction for governments and industrial proponents in planning long-term co-operative programmes of environmental research and monitoring.

(e) The results of the project may be incorporated into environmental impact assessment courses given at various universities and community colleges across the country. Requests have already been received for specific material and information, and the demand is expected to increase.

(f) The report should be of value to various public interest groups which take an active role in the environmental assessment process.

Obviously, not all of these potential user groups will have equal interest in all aspects of the project. However, the report has been designed and written to be of use to a broad audience through a balance between technical details and implications for environmental assessment in a broader perspective. While the general text contains material of interest to the full range of target audiences, we have directed specific recommendations to those groups that we believe should bear the major responsibility for implementing them.

DEFINITIONS OF TERMS

Numerous common and technical terms are used within the report in very specific contexts. In this section we define several of these terms in order to clarify their use in this report.

Environmental Impact Assessment (EIA)

This term is used synonymously with *environmental assessment* and *impact assessment*, and it refers to a process or set of activities designed to contribute pertinent environmental information to project or programme decision-making. In doing so it attempts to predict or measure the environmental effects of specific human activities or do both, and to investigate and propose means of ameliorating those effects.

Environment

The term *environment*, in the context of the environmental impact assessment, has come to include the social and economic milieu of development proposals as well as the natural (biophysical) environment. This report recognizes the importance of all three elements, but deals only with matters of environmental assessment that pertain to the natural environment.

Ecological Principles and Concepts

Ecological principles and *ecological concepts* refer to basic truths, theories, or working hypotheses about the relationships of organisms or groups of organisms with their environment. In the report, principle is used in the positive sense, concerned with scientific concepts, rather than in the normative sense which is concerned with moral or ethical value judgements (Norton and Walker, 1982). Such positive principles or ecological concepts may range from general statements that are basic to the science of ecology, to detailed principles as developed within specialized scientific disciplines. We refer the reader to a recent paper by Walker and Norton (1982) for a preliminary set of some 30 positive ecological principles that are of use in designing and conducting environmental impact studies.

Ecological Approach vs Ecosystem Approach

An *ecological approach* to environmental impact assessment is one that makes optimal use of ecological principles and concepts in the design and conduct of assessment studies and in the prediction of impacts. An *ecosystem approach* to impact assessment is one in which impact studies and predictions concentrate on phenomena and variables at the community and ecosystems levels. In advocating the former, this report simultaneously endorses a systems approach to environmental assessment, and recognizes the critical importance of ecosystem theory and principles in adopting an ecological approach. We caution against the exclusive use of an ecosystem approach as defined above on the grounds that environmental impact assessment will likely achieve its greatest influence on project or programme decisions through information about species populations for which there is public or professional concern or both.

Social Scoping vs Ecological Scoping

Social scoping refers to a very early activity in an impact assessment in which an attempt is made to identify the attributes or components of the environment for which there is public or professional concern, or both, and to which the assessment should primarily be addressed. On the other hand, *ecological scoping* is defined as an exploration of the possibilities for studying and predicting the effects of a planned action on the attributes or components so defined. Thus, social scoping establishes the terms in which impacts should be expressed, and ecological scoping establishes the terms under which the impacts can be studied and predicted.

Valued Ecosystem Components

Each of the environmental attributes or components identified as a result of a social scoping exercise is referred to as a *valued ecosystem component*. These may be deter-

mined on the basis of perceived public concerns related to social, cultural, economic or aesthetic values. They may also reflect the scientific concerns of the professional community as expressed through the social scoping procedures (i.e., public hearings, questionnaires, interviews, workshops, media reports, etc.).

Study Tactics and Study Strategies

We have borrowed two terms from military usage, as suggested by Bella and Overton (1972), for describing levels of study organization in environmental assessment. A *study strategy* is considered an overall plan used to co-ordinate various individual activities and sources of knowledge in seeking answers (e.g., predictions or hypothesis tests) concerning specific effects on valued ecosystem components. A *study tactic* represents a component study within the strategy which contributes specific, partial knowledge toward the answer sought. Examples include distribution and abundance surveys, laboratory experiments and simulation modelling exercises.

Ecological Characterization

"An *ecological charaterization* is a description of the important components and processes comprising an ecosystem and an understanding of their functional relationships", (Hirsch, 1980; emphasis added). Such a characterization should include information on the biotic resources important to man (including important features of their habitat) and key biotic processes (e.g., climate, and transport mechanisms). An ecological characterization is an early step in an environmental assessment, and it depends primarily on information from reconnaissance surveys and the published material, co-ordinated by a conceptual modelling exercise.

Baseline

We use the term *baseline* to mean a description of conditions existing before development against which subsequent changes can be detected through monitoring, (after Hirsch, 1980). To fulfill this role, baselines normally must consist of statistically adequate descriptions of the variability inherent in the valued ecosystem components prior to the onset of the planned action. As such, the baseline study itself is not a predictive tool, although it does describe the condition from which a valued ecosystem component is predicted to change.

Prediction

Combining definitions from a few common dictionaries, we define *prediction* as an assertion based on calculation, knowledge, or shrewd inference from facts or experience, in advance of proof. The term *forecast* can be used synonymously, although it often implies on assertion based on transparent conjecture, that is, its basis in opinion is publically disclosed. We have not differentiated between a prediction and a forecast in this report. In the context of environmental impact assessment, we submit that a prediction or forecast is incomplete without an explanation of the basis upon which it was made.

Monitoring

Monitoring simply means repetitive measurement. In the general context of environmental impact assessment, it usually refers to the measurement of environmental variables after a development proposal has been initiated (the baseline constituting such measurement before project initiation). In the specific context of ecological investigations within impact assessment (i.e., the context of this report), our use of the term monitoring refers to repetitive measurement of specific ecological phenomena to document change primarily for the purposes of (i) testing impact hypotheses and predictions and (ii) testing mitigative measures.

Conceptual Modelling and Quantitative Modelling

We use the term *conceptual modelling* to refer to an organized exercise of: (i) identifying the relevant system components, (ii) qualitatively identifying the system structure, and (iii) developing a flow diagram of the system. The main purpose for the conceptual model is to explicitly organize the preliminary understanding of ecological structure and function (i.e., components and processes).

On the other hand, *quantitative modelling* is used to refer to the construction and use of mathematical representations of ecological phenomena and relationships. As such, it may involve statistical analyses, simulation modelling, and several other forms of mathematical manipulation of data.

We emphasize that conceptual modelling and quantitative modelling are not mutually exclusive; in fact, they are often fused into a modelling exercise that progresses from the former into the latter (e.g., Holling, 1978). However, conceptual modelling usually connotes an earlier, qualitative effort at systems understanding, whereas quantitative modelling connotes a later, more detailed numerical exercise.

Indicator of Change

The term *indicator* is used to denote either (i) a biophysical component or variable which is monitored to detect change in that component or variable or (ii) a calculated index of the condition of all or part of an ecosystem. Such indicators are considered to be generally unrelated to the valued ecosystem components identified for the assessment. Biophysical components or variables that are related to, and used to indicate the condition of, the valued ecosystem components have been termed *surrogates*.

As an example, suppose an adult fish population has been identified as a *valued ecosystem component* in an assessment. *Surrogate* components for this population may include the species' larval population, the species' habitat, or a major prey species. An *indicator of change*, should the adult population itself or its surrogates not be amenable to investigation, may be species diversity within aquatic communities, or specific conductance of water.

3 — DEVELOPMENT OF THE PROBLEMS

AN HISTORICAL SYNOPSIS

Those who have been responsible for preparing the voluminous environmental impact statements currently in vogue can probably blame their counterparts who undertook the assessment for the Trans-Alaska Pipeline in the early 1970's. In that case, a federal judge ruled that an initial 8-page EIS for the 1 900 km. construction road was unacceptable. According to Norton (1979):

> "Ever since that court's finding, and the granting of an injunction delaying a federal permit for a road, Environmental Impact Statements have been long, heavy, multiple-volume documents. The Final Environmental Impact Statement for the trans-Alaskan pipeline, for example, comprised six fat volumes of environmental text, plus three volumes of economic and security risk analyses, plus eventually four volumes of public testimony on the nine preceding volumes."

Impact assessment administrations were established in Canada with the expectation of receiving such voluminous documentation. At least that could have been anticipated from guidelines which normally included the full range of possible environmental concerns. Initially, most guidelines for assessments in Canada emphasized biophysical phenomena. However, in recent years social and economic considerations have been accorded equal importance. This is a reflection of the gradual evolution which has occurred in the concept of environmental impact assessment. It was initially considered to be another administrative mechanism for environmental protection. It gradually grew into more of an environmental and socio-economic planning exercise with the proposed project providing a geographical focus. More recently, some impact assessments are emerging as comprehensive regional planning exercises such as for the Beaufort Sea Hydrocarbon Development Project and the James Bay Hydroelectric Development. In effect, an ever-broadening range of interests, concerns and objectives are being 'piggybacked' onto environmental impact assessment.

One of the results has been the preparation of longer guidelines leading to more voluminous documentation. As was noted numerous times during the workshops, draft assessment guidelines inevitably grow in length as they are circulated among various government agencies for comment and are reviewed by the public. The result is that environmental impact statements are now written with the objective of meeting so many diverse requirements that extensive coverage of all issues takes precedence over a more focussed but rigorous examination of those which appear most critical. It is little wonder that basic scientific and ecological aspects of assessment studies have not been given a high priority.

Yet the technical reviews to which assessment documents are often subjected are becoming more demanding. It is now common for experts from government resource departments or research agencies to review environmental impact statements and comment on them in public hearings. At the same time, environmental groups have become more sophisticated in their review procedures, often hiring consultants to analyze documents and to prepare technical arguments.

The result of this conflict between the demand for quantity versus quality in impact assessment studies has been a high level of frustration and dissatisfaction among those directly involved. Many of the workshop participants were not convinced that scientific quality is an important aspect of impact assessment studies. Others believed that without greater attention to the integrity of the studies undertaken, the resulting recommendations arising from assessments would be subjected to increasing public ridicule. Environmental impact assessment, after a decade of existence, is considered to be at a crossroads — in the longer-term it must move along the path toward comprehensive environmental planning. However, such basic changes in the philosophy of impact assessment will be slow to shift recognizably from the conventional project focus at present. Planning ideally involves many elements of society working together to establish and support common goals. Some of these elements, such as government and industry bureaucracies, have tremendous inertia, and it would be unreasonable to expect a new common philosophy or ethic of environmental planning to emerge overnight.

But there is a more immediate crossroads — either we improve the scientific rigour of the studies which support the entire process, or we run the risk of seeing the concept of environmental impact assessment degenerate into an exercise in public relations and government lobbying.

DIVERSE PERSPECTIVES

"A hopeless generalist may be able to do a better EIA than a heavy-duty specialist."

"The purpose of EIA is to get approvals."

"The purpose of EIA is also to prevent approvals!"

"EIA equals minimum regret planning."

Any substantial upgrading of the scientific quality of environmental impact assessment is to some degree constrained by the lack of a common perspective among the major participating groups. The following is a brief summary of the conflicts of interests and objectives which permeate nearly all aspects of impact assessment as practiced in Canada.

The Administrators Perspective

Government administrators tend to view environmental impact assessment as the fulfillment of required procedures as set by policy or legislation. For these people, it often becomes a matter of whether the assessment guidelines have been met. In most cases the first priority is on running the administrative machinery of assessment with less regard for the details of the resulting studies.

Although the agencies may retain outside experts for the preparation of guidelines, such terms of reference usually amount to lists of "things to do" rather than providing any form of scientific direction or performance standards. It is only at the review stage that the administrators are faced with determining the scientific or technical substance of the assessment studies undertaken. At this time, outside experts may be brought in to give their opinion. In doing so, such experts almost invariably adopt a fairly rigorous interpretation of the guidelines — a perspective which may have helped at the beginning of the assessment but which can be very disruptive at the end.

"We feel the objectives of EIA should be to ensure that the proponent has a global perspective, to ensure that the appropriate information gets to the public, and to attempt to improve decisions."

"The attitude of government is that EIA is a matter of public expenditure — its politics versus dollars."

"EIA is not a scientific activity, but a planning process. However, it does require a great deal of scientific input."

The Proponents Perspective

In industry, the objective of environmental impact assessment is tied directly to the project approvals and licences. Because of the high public profile which is often adopted in review procedures, impact assessment is also important to industry from a public relations perspective. With project approval in mind, the proponent's main objective is to develop an acceptable EIS. They will 'do what has to be done' to get that document approved, but are understandably reluctant to consider anything beyond that as part of the impact assessment process. This EIS focus may present problems when it comes to implementing impact assessment in much a broader time frame as implied by the inclusion of operation-phase monitoring.

It seems that not all industrial proponents believe it is in their best interest to have the scientific quality of impact assessment studies improved. A certain degree of flexibility in study results can sometimes be used to advantage when debating potential impacts. On the other hand, there is ample evidence to indicate that industrial proponents in Canada have generally adopted a positive attitude towards environmental impact assessment. As stated on a number of occasions during the workshops by various industrial representatives, 'Any reasonable study will be funded.'

"The cost of delaying a project because of impact assessment studies is prohibitively high given our current interest and inflation rates."

"To industry, EIA is a small pain in the butt."

"Industry complies with guidelines and government agencies just to keep everyone happy."

"Proponents tend to hide the facts on negative impacts."

The Consultants Perspective

In Canada, the task of conducting environmental impact assessment studies and preparing an EIS most often falls to consultants in the employ of the proponents. They find themselves caught between the differing perspectives on the assessment process held by government agencies and proponents. The consultants' main role is to translate assessment guidelines, which are often generalized and vaguely worded, into a number of field or laboratory studies or both. Basically, they try to establish a short-term applied research programme. In so doing, they are normally directed by their clients to limit their efforts to a level which is necessary to get the project approved. However, they must also consider the possibility of project delay or refusal if the studies are found unacceptable to the reviewers. In effect, the consultants are expected to practice good science in a politically motivated system.

In many respects, the role of the consultants in environmental impact assessment is the most difficult of all. They do not have the luxury of working according to their own fundamental objectives for the assessment process. They must develop a compromise between the approval required by the client and the scientific and technical standards which they would like to adopt to ensure acceptance within a process that is essentially a peer review.

"The core of the consultants' dilemma is to devise a defensible, credible method for undertaking impact assessments."

"Consultants like to practice good science, but there is usually not enough time."

The Research Scientists Perspective

Research scientists in government and universities have not generally been attracted to environmental impact assessment. From their perspective, the overriding constraints of time and politics usually preclude the conduct of acceptable science in assessment studies. They are, however, often called upon to assist in the preparation of assessment guidelines. Since the guidelines are seldom written in a contractual format which would guarantee the conduct of acceptable work, their basic suspicion of impact assessment tends to be confirmed.

As well, government and university researchers and staff of resource management agencies are often called upon to review the results of impact assessment studies. In so doing, they wear their scientific hats and evaluate the stud-

ies according to standards of excellence which are rarely established at the outset. In effect, they undertake a peer review of the work in much the same way as they would evaluate an article submitted for journal publication. This amounts to implementing a quality control programme at the end of an assembly line with no feedback loop. It is frustrating to both the reviewers and authors of the documents.

"EIS is often a rationalization of an already-made decision."

"EIA is often used as weaponry amongst camps of ideals."

"The reason good science is not practiced is because EIA is a political process."

An Example — Monitoring

We have described four major perspectives on various impact assessment activities as brought forth at the workshops: there are undoubtedly more. Environmental monitoring provides an excellent example of the divergence of these perspectives on one particular aspect of impact assessment:

(a) Industrial proponents have biased motives for environmental monitoring after project completion. They normally will only consider establishing a monitoring programme when required to do so under permit regulations, as a reference base for possible compensation claims, in order to generally facilitate project approval (i.e., public relations) or as a basis for arguing against over-regulation.

(b) From the perspective of government officials, the results of post-project monitoring can be used to assess the extent to which recommended mitigation measures are effective and to compare effluent levels with established standards.

(c) The scientist looks upon monitoring as a means of hypothesis testing or checking the validity of predictions which in the long-term will lead to a better understanding of cause and effect relationships between man-induced perturbations and environment.

ROOTS OF THE FRUSTRATIONS

"It is clear that there is little agreement on what studies should be done for EIA and on what goes into an EIS."

"The problem is that proponents lose interest in an EIA once the project has been approved."

"The guidelines we get now are so fuzzy, they fit anything and nothing!"

"Either no guidelines are given, and the direction comes from the consultant himself (who is usually biased), or too many guidelines are given, and EIS gets watered down because everything has to be looked at."

As mentioned previously, the rationale for this research project was the need to allow the grumbling impact assessment community in Canada to have a chance to vent frustrations and to recommend ways of achieving a greater degree of ecological integrity within the process. Several factors contributing to this unsettled state of affairs were evident early in the project, and these subsequently provided the basis for beginning the study.

Perhaps first and foremost was the lack of a common perception of the purpose of undertaking environmental impact assessment, as outlined in the previous section. As there has been little agreement on what impact assessment should do, consequently there has been even less agreement on what should be done at the applied level. Coupled with this notion is the lack of a common understanding and expectation of what can realistically be achieved from a scientific perspective. A wide range of perceptions has been evident, ranging from the conviction that impact assessment is not a place for science, to the belief that scientific study can provide any of the answers needed. As a result, no common definition of environmental assessment has existed beyond the procedural direction provided by government guidelines, policies, or legislation. Neither the practitioners nor the reviewers have had common reference standards with which to gauge the ecological requirements or merits of an impact assessment.

Until now, environmental assessment has largely been a pre-development activity. From the point of view of administrators, proponents and reviewers, this may be advantageous since the process has a well defined cut-off point beyond which time those involved can move on to other projects. Indeed, most of the processes established across Canada for administering impact assessments were not designed to deal with longer-term, ongoing activities. This characteristic has been a great source of frustration to those who plan and carry out assessment studies. Not only is the time inappropriately short within which to undertake such studies but little opportunity or stimulus has been given for the examination of actual impacts from development projects. Monitoring during the operational-phase of projects is considered to be critical to improving the knowledge base for impact prediction.

The perception that environmental impact assessment is a politically motivated process has also contributed to the frustration level of practitioners. For those who conduct the studies and present the results, it has often been difficult to sense any influence of the findings in decision-making. As well, there has been a ubiquitous negative sentiment towards the assessment guidelines under which most practitioners have had to operate. Such guidelines reportedly have not allowed scientists the freedom to apply their own experience and judgement in planning, designing and undertaking studies.

It became evident shortly after the first few workshops that a serious lag in information transfer exists between the research community which explores and develops new concepts for impact assessment, and the practitioners and reviewers regularly involved with assessment studies. The

great deal of information that we have been able to uncover by systematically searching the relevant published sources apparently had not been reaching the hands of most government and industry personnel and consultants. We suggest that this has been an important factor in prolonging the general frustration and confusion evident throughout the impact assessment community in Canada.

The result of a combination of the attitudes, perceptions and constraints outlined above has been a very dilute application of ecological principles and concepts to environmental impact assessment in Canada. The so-called 'shotgun' approach has prevailed, with blanket but superficial coverage of all elements of the environment, regardless of their relevance to project planning. The following review of more than 30 Canadian environmental impact statements provides more detailed documentation of what the major scientific shortcomings have been.

"Guidelines are just an agency covering its ass!"

"The use of scientific tools in EIA becomes frustrating because EIA is motivated for nonscientific reasons."

"Most people have a great deal of frustration with the bureaucratic delivery mechanisms for EIA."

4 — A REVIEW OF SELECTED ASSESSMENTS

One of the initial objectives of the project was to determine the extent to which ecological concepts and principles have been applied in environmental impact assessments in Canada. To meet this objective, a review was undertaken of selected environmental impact statements prepared under various government administrations across the country (Figure 4-1; Table 4-1). The review focussed on the extent to which an ecological perspective was evident in the preparation of such reports, and whether project decisions appeared to be influenced by ecological considerations.

This review is unique in the sense that it concentrated on the application of ecological principles and concepts in impact assessment studies. While numerous reviews of environmental assessment in Canada have already been undertaken, they have dealt with other topics such as assessment techniques (e.g., Coleman, 1977), legal aspects (e.g., Alexander, 1976; Emond, 1978), scientific shortcomings (e.g., Efford, 1976; Rosenberg and Resh *et al.*, 1981), and administrative processes (e.g., Anonymous, 1977; Mitchell and Turkheim, 1977; Adams, 1981; Couch, 1982).

It is important to note that the review was undertaken early in the research project. The bulk of the printed material had not been collected and reviewed nor had any of the technical workshops been held by that time. This does not bear directly on the results of the review itself but it does have implications for the interpretation of the results. At the time of the review, it was not apparent what importance should be attached to the use of various ecological concepts in impact assessments. During the course of the project, we modified our thinking on the value and applicability of many of these concepts. As well, we have since identified a number of ecologically related concepts that we feel it is imperative to deal with in every impact assessment. A prime example is the ecological basis for establishing temporal and spatial study boundaries.

In view of the above, we endeavoured to enhance the original review in two ways. First, we re-examined several of the impact statements originally reviewed, in the light of our deeper understanding of the issues. As well, we collected a substantial number of environmental impact statements for other projects in Canada and examined these in a similar fashion (Table 4-2). The discussion of results reflects a combination of the early review and our subsequent look at the ecological substance of impact assessments in Canada.

METHODS

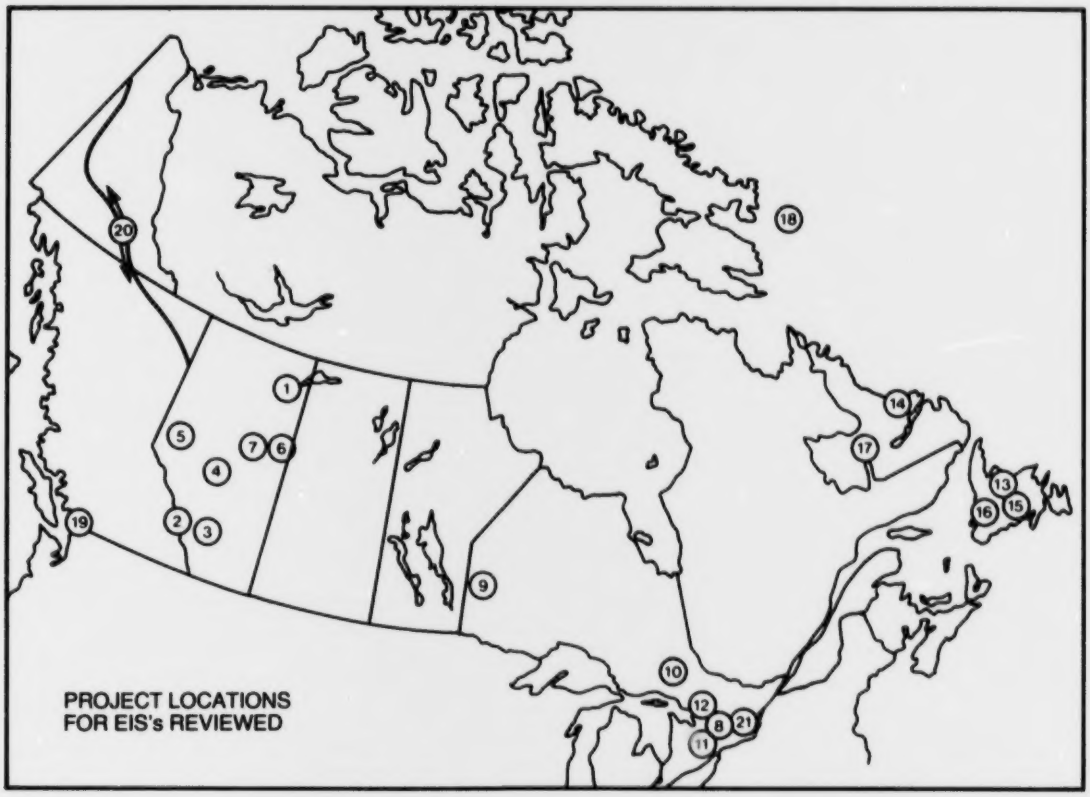
During the fall of 1980, twenty-one environmental impact statements, along with the guidelines provided for their preparation, were reviewed. Assessments conducted according to procedures established by the Newfoundland, Ontario, Alberta and federal governments were selected to reflect a range of project types and differences between policy-based and legislated approaches. Two of these governments administer specific assessment legislation — Ontario, with one of the most comprehensive acts, and Newfoundland which has just recently passed a provincial statue requiring environmental assessments. The legislative mandate for environmental impact assessment in Alberta is contained in a section of the Land Surface Conservation and Reclamation Act passed in 1973. The federal government process operates under a Cabinet policy which specifies the conditions under which an impact assessment is required and how it will be conducted and reviewed (the Federal Environmental Assessment and Review Process).

The majority of the projects reviewed were subjected to what can be considered as a full impact assessment, that is, comprehensive environmental studies contributing towards a final decision on the acceptability of the project. There were, however, some exceptions. The Peace-Athabasca Delta Project was not an impact assessment in the conventional sense since it was only undertaken after the effects of the Bennett Dam on water levels in the delta became evident. However, the study was included in the review since it is a good example of a systems approach and was conducted within the time normally available for impact assessments. In another case, the studies of the Corner Brook Harbour Development were undertaken to fulfill the Initial Environmental Evaluation stage of federal assessment procedures.

During the review of assessment documents, particular attention was given to identifying specific examples where an ecological approach was taken to the design of studies, the collection of data, analytical procedures and the interpretation of results. In addition, in both the guidelines and the impact statements, note was taken of proposed monitoring programmes and recommended mitigation procedures.

Wherever possible, guidelines were examined for their ecological content, although they were not available for all of the projects reviewed. Some of the assessments were conducted under general guidelines designed for all projects (Alberta, Ontario), while others were undertaken according to project-specific guidelines (federal government).

The reviewer had access to decision documents for about one-half of the assessments examined. In some cases the assessments were formally evaluated within the context of larger review and licensing procedures (Alberta) while others were reviewed by agencies established specifi-



1. PEACE-ATHABASCA DELTA PROJECT
2. LANGDON-PHILLIPS PASS TRANSMISSION LINE
3. AGROCHEMICAL COMPLEX EXPANSION
4. KEEPHILLS THERMALELECTRIC STATION
5. FOOTHILLS GAS DEVELOPMENT PROJECT
6. COLD LAKE OIL SANDS PROJECT
7. ALSANDS OIL SANDS PROJECT
8. HIGHWAY 89 ROUTE LOCATION STUDY
9. INTEGRATED FOREST PRODUCTS COMPLEX
10. TEXASGULF CANADA MINE EXPANSION
11. BRADLEY-GEORGETOWN TRANSMISSION LINE ROUTE
12. LOWER MUSQUASH RIVER HYDROELECTRIC DEVELOPMENT
13. UPPER SALMON HYDROELECTRIC DEVELOPMENT
14. KITTS-MICHELIN URANIUM PROJECT
15. HINDS LAKE HYDROELECTRIC DEVELOPMENT
16. CORNER BROOK HARBOUR DEVELOPMENT
17. LOWER CHURCHILL HYDROELECTRIC PROJECT
18. EASTERN ARCTIC OFFSHORE DRILLING – SOUTH DAVIS STRAIT PROJECT
19. ROBERTS BANK PORT EXPANSION
20. ALASKA HIGHWAY GAS PIPELINE – (YUKON PUBLIC HEARINGS)
21. ELDORADO URANIUM HEXAFLUORIDE REFINERY

FIGURE 4-1 NAMES AND LOCATIONS OF PROJECTS FOR WHICH ENVIRONMENTAL IMPACT STATEMENTS WERE FORMALLY REVIEWED

Table 4-1

Details of Environmental Impact Statements Formally Reviewed

	PROJECT NAME[1]	PROJECT DATE OF EIS[2]	LOCATION	PROJECT APPROVAL/STATUS[3]	AMINISTRATION[4]
1.	Peace-Athabasca Delta Project[5]	1973	Northern B.C., Alta., Sask.	completed	Alta., Sask., Canada
2.	Langdon-Phillips Pass Transmission Line	Aug. 1979	Southwestern Alberta	partially approved	Alberta
3.	Agrochemical Complex Expansion	July 1980	Redwater, Alberta	conditionally approved	Alberta
4.	Keephills Thermalelectric Station	Oct. 1979	Edmonton, Alberta	conditionally approved	Alberta
5.	Foothills Gas Development Project	April 1980	South of Hinton, Alberta	under construction	Alberta
6.	Cold Lake Oil Sands	Oct. 1979	Cold Lake, Alberta	in abeyance	Alberta
7.	Alsands Oil Sands	Feb. 1978	north of Fort McMurray, Alta.	in abeyance	Alberta
8.	Highway 89 Route Location Study	Jan. 1979	Keswick, Ontario	partially not approved	Ontario
9.	Integrated Forest Products Complex	Dec. 1976	Ear Falls/Red Lake, Ont.	project abandoned	Ontario
10.	Texasgulf Canada Mine Expansion	Mar. 1976	Timmins, Ontario	approved	Ontario
11.	Bradley-Georgetown Transmission Line Route	June. 1974	Southwestern Ontario	conditionally approved	Ontario
12.	Lower Musquash River Hydroelectric Dev.	Apr. 1979	Orillia, Ontario	application withdrawn	Ontario
13.	Upper Salmon Hydroelectric Dev.	Apr. 1980	Bay d'Espoir, Nfld.	approved	Newfoundland
14.	Kitts-Michelin Uranium Project	May 1979	central Labrador	approval withheld	Newfoundland
15.	Hinds Lake Hydroelectric Project	May 1978	Deer Lake, Nfld.	completed	Newfoundland
16.	Corner Brook Harbour Development[6]	Dec. 1979	Corner Brook, Nfld.	preliminary, no action taken	Canada, Nfld.
17.	Lower Churchill Hydroelectric Project	Apr. 1980	Churchill River, Labrador	conditionally approved	Canada
18.	Eastern Arctic Offshore Drilling — South Davis Strait Project	early 1978	Davis Strait, Eastern Arctic	contitionally approved and drilling undertaken	Canada
19.	Roberts Bank Port Expansion	Oct. 1977	Vancouver, B. C.	scaled-down project underway	Canada
20.	Alaska Highway Gas Pipeline	Jan. 1979	Southern Yukon	approved in principle only	Canada
21.	Eldorado Uranium Hexafluoride Refinery	June 1977	Port Granby, Ontario	location not approved	Canada

[1]Names in this column may be either the title of the project, the title of the EIS, or the title of a government review of the EIS.
[2]Dates given are the month and year of publication of the EIS.
[3]The approvals are those of the reviewing agencies. The status indicated for projects numbered 1, 6, 7, 9, and 16 are not related to the recommendations arising from the assessment reviews.
[4]Administration refers to the government(s) under whose authority the assessment was undertaken.
[5]This study was a cooperative intergovernmental venture established by the Environment Ministers for Canada, Alberta and Saskatchewan, and was an attempt to determine the impacts of low water levels in Lake Athabasca on the Peace-Athabasca Delta.
[6]The document examined for this project was an Initial Environmental Evaluation as defined by the federal assessment process.

Table 4-2

List of Additional Environmental Impact Assessment Reports Reviewed

Project	Proponent	Date of Report	Administration
BIENFAIT EXPANSION PROJECT	Manitoba and Sask. Coal Company (Ltd.)	July 1978	Saskatchewan
CLAUDE ORE ZONE EXP. TEST PIT	Cluff Mining	December 1981	Saskatchewan
CRANE LAKE DEVELOPMENT	Ducks Unlimited (Canada)	March 1981	Saskatchewan
DUBYNA 31-ZONE URANIUM PRODUCTION PROG.	Eldorado Nuclear Ltd.	December 1978	Saskatchewan
EXTENSION OF HIGHWAY 13	Sask. Highways and Transportation	June 1980	Saskatchewan
HYDROELECTRIC DEVELOPMENT ON RAPID RIVER	Saskatchewan Power Corp.	September 1979	Saskatchewan
PROPOSED ROAD, CUMBERLAND HOUSE TO AMISK LAKE	Dept. of Northern Saskatchewan	November 1976	Saskatchewan
URANIUM REFINERY IN CORMAN PARK R. M., SASK.	Eldorado Nuclear Ltd.	July 1979	Saskatchewan
1982 FACILITIES APPLICATION, SASK. SECTION	TransCanada Pipelines Ltd.	November 1981	Saskatchewan
500kV TRANSMISSION RIGHT-OF-WAY,DORSEY-RIEL-INTERN. BORDER, WINNIPEG-MINNEAPOLIS INTERCONNECTION	Manitoba Hydro	December 1976	Manitoba
ELECTROLYTIC ZINC REDUCTION PLANT, BELLEDUNE, N. B.	Brunswick Mining and Smelting Corp. Ltd.	January 1981	New Brunswick
CAT ARM HYDROELECTRIC DEVELOPMENT	Newfoundland and Labrador Hydro	December 1980	Newfoundland
DELINEATION DRILLING: SABLE ISLAND AREA	Mobil Oil Ltd.	Undated	?

cally for that purpose (Ontario and federal government). The findings and recommendations of the review committee in Newfoundland were not available for examination.

It cannot be assumed that the final decision regarding project approval (Table 4-1) was a reflection of the ecological focus of the assessment since social and economic concerns often have a higher priority with the general public and politicians. However, in the review of the decision reports, particular attention was given to references which indicated that an ecological approach, or lack of it, may have been considered by the review agency. It was impossible to say whether such information was critical to the final recommendations on project approval or mitigation; however, if specific references were made regarding an ecological perspective, then it was assumed to have at least influenced the thinking of the review agency.

RESULTS AND DISCUSSION

No attempt was made to rank the weaknesses and strengths of the assessments on the basis of ecological and broader scientific perspectives. While a wide variation in the application of ecological principles was evident, it is possible to characterize the quality of the impact assessments examined with the following generalizations.

Guidelines

It appears that assessment guidelines are largely responsible for the sectorial, inventory-style approach so often taken to describing the environment. Guidelines have commonly consisted of an all-inclusive table of contents for an

environmental impact statement. Many sets of guidelines made passing reference to various ecological concepts that might be considered in an assessment; examples include primary productivity, succession, assimilative capacity, diversity, indicators, bioaccumulation, resilience and stability, energy flow, and nutrient cycling. However, such references were seldom accompanied by any further direction or any indication of the importance or relevance of these concepts to the overall assessment.

Interestingly, the relationship between the quality of the guidelines and the quality of the environment assessments, from an ecological point of view, was not always direct. We found examples where some of the better guidelines were followed by ecologically inadequate assessments (e.g., Bradley-Georgetown Transmission Line Route), as well as cases where rather sketchy guidelines were issued, but fairly comprehensive impact assessments followed (e.g., Kitts-Michelin Project).

Boundaries

Most impact assessments provided adequate descriptions of the spatial extent of the project and the limits of the study area. Beyond this the subject of boundary setting, especially temporal and spatial limits in an ecological sense, received no further documentation. While the assessment practitioners may have grappled with some of these boundary issues in planning the studies, the rationale for setting them was seldom included in assessment reports.

Scoping

We have yet to find an environmental impact assessment in Canada that documents the use of a scoping exercise early in the process to focus the assessment on the environmental attributes of principal concern. The norm remains to have a look at everything, at least superficially, regardless how insignificant to the public or to decision-makers.

In spite of this generalization, some assessments have effectively incorporated some process of elimination, albeit part-way through the studies, to focus the scientific efforts. Notable examples include the environmental assessments for the South Davis Strait Project (Imperial Oil Ltd. *et al.*, 1978) and the Upper Salmon Hydroelectric Project (Newfoundland and Labrador Hydro, 1980a).

Significance

In some impact assessments, proponents failed to indicate clearly the significance or importance of the predicted impacts. In others, impacts were qualitatively described in their temporal, spatial, and magnitude contexts but seldom were these descriptors defined. A few environmental impact statements have attempted to define various categories of impacts, but these have provided little in the way of operational direction or clarity for the decision-makers. As examples, consider the following definitions extracted from various impact statements:

> *"Major impacts — impacts of great visual or ecological consequence and which may be regional or long-term in nature. Such impacts may be difficult to prevent or mitigate."*

> *"Significant impacts are those that require further consideration or action."*

> *"Significant impacts — impacts that require further action in the form of additional evaluation or implementation of environmental protection measures."*

Our review uncovered only one assessment (Imperial Oil Ltd. *et al.*, 1978) with a framework for impact significance in which the criteria used were predominantly ecological. This framework is described in detail in Appendix C.

Baseline Studies

This term is currently used as a catchall phrase to include the entire range of pre-project studies. Unfortunately, the studies are normally limited to descriptive, one-time surveys of all the various components of the environment. Seldom is it clear what the objectives are, what limitations there are on data interpretation or what use is made of the results. Few environmental impact statements were found in which an attempt was made to establish quantitatively the natural spatial and temporal variability of selected parameters; seldom was it even recognized that this was important.

Hypotheses and Experiments

Minimal attention has been paid to the setting of hypotheses and the use of experiments to test them. Most experiments for impact assessments have dealt with laboratory trials on toxicity and animal behaviour (e.g., Eedy and Schiefer, 1977). One example was found where the project itself was being studied in an experimental context. In this case (Newfoundland and Labrador Hydro, 1980a), studies were designed to determine the effects of a hydroelectric dam on local caribou populations.

Populations

Existing environments and projected impacts are most commonly described in terms of information and data at the population level. The universal practice seems to be to estimate current and projected densities or populations of species potentially affected by the project. While the main concerns in impact assessments are usually over the status of species populations, investigators seldom recognize that this level of the ecological hierarchy may present the greatest difficulty with respect to quantitative study and impact prediction.

Habitat

Most assessments make the link between species and the physical environment through habitat. This follows

partly from the population focus of most assessments, but also because many impacts can be traced from physical changes, through an alteration of habitat, to an effect on the species of concern. Unfortunately, these relationships are seldom specified in assessment reports; it is even more unusual for them to be studied.

Ecological Concepts

Many assessments have ignored several principles of ecological theory such as nutrient cycling, energy flow, primary productivity, eutrophication, succession, assimilative capacity, and a host of others. Studies are not normally undertaken to elucidate these concepts, nor do they serve as predictive frameworks for assessments. A notable exception is the Peace-Athabasca Delta Project which incorporated a two-year research programme aimed at predicting effects on faunal populations through knowledge of the successional patterns of vegetation communities following a lowering of surface and ground water levels. Another example is the South Davis Strait Project in which an attempt was made to understand the variability of the annual phytoplankton bloom and its importance in sustaining secondary productivity throughout the remainder of the year.

Predictions

If they are made at all, predictions are more apt to be vague generalizations about the likelihood of certain conditions prevailing during and after project construction, as opposed to quantified forecasts which could be subjected to verification. The exact meanings of most predictive statements found in impacts assessments are highly subject to interpretation. However, some assessments contained a substantial number of quantified predictions. Consider the following predictions from the assessment of the Alsands Oil Sands Development (these have been paraphrased):

(a) it was estimated that approximately five moose a year would be lost over the life of the project;

(b) water volumes taken from the Athabasca River were expected to be 2.8 per cent of minimum winter flows;

(c) the levels of sulphur dioxide emmissions could damage lichens and mosses 5 — 10 km from the plant.

In contrast, the following predictions were extracted from other assessments (these too have been paraphrased):

(a) it was expected that some of the passerine birds would benefit from increased edge habitat;

(b) emissions of nitrous oxides and sulphur dioxides were expected to have deleterious effects on plant life;

(c) the impact on the aquatic systems was expected to be small;

(d) the water fluctuation resulting from the project may seriously affect nesting and feeding grounds of water birds;

(e) amphibians and reptiles inhabiting wetland areas would be adversely affected by the project;

(f) terrestrial fauna were expected to be negatively affected through direct loss of habitat.

It is difficult to see how such non-commital predictions could assist the general public and the review agency to assess the nature, extent and probability of environmental impacts, and subsequently come to a reasoned decision regarding the acceptability of the project.

Monitoring

In response to directions given in guidelines, most environmental assessments make some reference to proposed environmental monitoring programmes. The discussions range from one-page platitudinous discourses to specific details on the entire scope of the planned monitoring programme. As an example of the latter, Newfoundland and Labrador Hydro (1981a) devoted considerable discussion to current and future monitoring and research activities related to the Upper Salmon Hydroelectric Development.

Mitigation

Most of the assessments reviewed emphasized the mitigation measures to be adopted to reduce or eliminate undesirable impacts. Major sections of the reports were devoted to the mitigation of impacts or such discussion permeated the chapters dealing with impact prediction. In the majority of the assessments, it was clear that few of the studies undertaken had contributed to the identification of suitable mitigating measures. Most of the measures described included well known mitigation techniques, as well as elements of sound environmental planning and construction practices.

Decision Reports

Decisions on project approval are often based on social, political and economic factors, and secondarily on environmental concerns. Despite this, review agencies often consider the lack of appropriate ecological information as a serious deficiency which may influence approvals. For example, approval on the original proposal for the Roberts Bank Port Expansion was denied partly on the basis of deficiencies in the impact assessment related to the effects of the project on the overall estuarine ecosystem. Similarly, in a very ecologically-oriented report, the board reviewing the impact assessment for the Highway 89 Route Location Study withheld approval for that portion of the route crossing the Holland Marsh wetlands pending further information on the ecological importance of the area and potential effects of the highway.

CONCLUSIONS

It is evident that there has been a wide variation in the application of ecological principles to environmental impact assessment reports and guidelines in Canada. Only a limited number of assessments were based on a comprehensive approach to ecological studies. Most assessment reports included only scattered references to ecological principles, usually in connection with species-habitat interactions, natural succession in plant communities and energy and nutrient transfers in aquatic systems.

In general, impact assessments have lacked a recognizable study design within which ecological relationships could be investigated. Rarely was there a central conceptual or analytical theme to guide the collection and interpretation of data. Individual field studies most often focussed on the current number and distribution of organisms, and they often appeared to have been undertaken in a uncoordinated manner.

The collection of baseline data was almost universally recognized in guidelines and impact statements as the starting point for field studies. Seldom, however, did the approach taken attempt to establish a statistical basis for use in the prediction of impacts and the development of a monitoring programme. Predictions were commonly vague, of questionable value both for decision-making and for studies to test them.

There was no evidence to indicate that the adoption of a more rigorous ecological approach would pose extraordinary difficulties in conducting environmental assessments. The few studies that did involve a comprehensive ecological framework and were based on well directed research programmes were completed within the time normally available for impact assessment studies.

Neither was there any evidence to indicate that review agencies would have had difficulty in relating to ecological data and interpretations presented in impact assessments. Specific ecological information has at times been requested to assist the reviewers in defining the characteristics of the environment potentially affected and the significance of the projected impacts.

5 — EARLY MESSAGES

It is clear from the preceding overview that some major changes are required if a substantial upgrading of the scientific quality of environmental impact assessment is to be achieved. Several general messages in this regard emerged early in the project before all of the technical workshops had been held. These messages pertain not only to changes in scientific and practical aspects of impact assessment but to administrative and institutional aspects as well.

ON SCIENTIFIC AND PRACTICAL ASPECTS

The Need for a Common Standard

A clarification of what is an acceptable ecological basis for impact assessment studies presumably would reduce the current state of confusion and different expectations in this regard . It may not be possible, or even appropriate, to develop a rigid set of minimal standards. However, even agreement on the basic considerations to be accounted for in the design, execution and review of assessment studies would represent a major achievement.

At the same time, it is important to allow those conducting impact assessment studies the maximum flexibility in approach. The diverse nature of development projects and the complexity of natural systems argue against the adoption of a rigid, detailed framework to guide all assessment studies.

The Need for Early Agreement

Given the time limitations imposed on environmental impact assessment, it is important that those people conducting and reviewing assessments discuss as early as possible the basic approach to be adopted. The emphasis must be on maximizing the quality of the work at the outset rather than unduly relying on an adversarial review at the end of the process. This may mean that the consultants would proceed with the studies only after having reviewed the scientific and ecological rationale with the technical advisors of the agency administering the assessment procedures. Hopefully, this would enable the final review process to focus on the importance of the impacts rather than on the acceptability of the supporting studies.

The Need for Continuity of Study

All of the participants in environmental impact assessment must recognize the importance of continued study beyond the production of an EIS. The rationale for baseline studies and impact predictions becomes rather tenuous without some follow-up monitoring to the project. The requirement to measure changes in environmental components once a project is in operation demands a much clearer resolution of those components during pre-project studies. Without some attempt to monitor the actual environmental effects of a project, we will never be able to upgrade our prediction and assessment skills.

The Need for Information Transfer

The pursuit of improvements in the scientific basis for environmental impact assessment would be greatly facilitated if everyone in the Canadian assessment community were aware of the most recent concepts, techniques and approaches as developed by imaginative practitioners and by the research community. It is apparent that the majority of proponents, consultants and reviewers, for whatever reasons, are not keeping abreast of recent progress in the field. As a result, many impact assessments produced in Canada reflect an outdated 'state-of-the-art'. The adoption of common scientific standards will depend to some degree on the success of mechanisms for ensuring that all those involved are well informed of current advances in approaches and methods.

ON ADMINISTRATIVE AND INSTITUTIONAL ASPECTS

Responsibilities of Government Agencies

Because of the diversity of objectives and conflicts of interest involved in environmental impact assessment, it is unlikely that the scientific quality of assessment studies will naturally evolve in spite of the good intentions of many practicing professionals. Agencies administering assessment procedures will have to establish certain basic scientific requirements that are realistically achievable and set out in a clear and concise manner.

Proponents and consultants commonly undertake impact assessments according to the procedures established by different administrations across the country. Therefore, it would be most efficient if a common scientific standard were adopted by all agencies. The proponents and consultants will then be able to organize their approach to impact assessments which reflects these common requirements.

Involvement of the Research Community

A particularly pressing problem in Canada, as elsewhere, has been the difficulty of getting research scientists involved in assessment studies. The general reaction of the

scientific community in Canada was revealed during a recent review of the science policy of the federal Department of the Environment (Dr. J. Tener, pers. comm.). At that time, it was apparent that government scientists were not attracted to impact assessment studies, in spite of departmental priority, for two reasons: (i) the conviction that the political and time constraints precluded quality work with consequent limited opportunities for publication in professional journals, and (ii) a lack of recognition of assessment work in career promotion and financial advancement.

The Need for Co-operation

If major improvements are to be made in the ecological basis for assessment studies, then we must begin to relinquish the adversarial nature of the assessment forum and to substitute a co-operative approach to undertaking environmental assessments. There is neither enough time nor money for proponents, consultants and review agencies to engage in major disputes wihch can impede the completion of a productive assessment exercise. The need for such co-operation was one of the driving forces in the organization of the project on which this report is based. It was considered imperative to involve a broad representation from the entire range of actors in impact assessment across the country. The recommendations which are forthcoming in this report represent an attempt to reflect what those people consider to be a practical solution to existing problems.

The Need for Communication

The various groups active in environmental impact assessment must establish a basis for communication better than reacting from opposite sides of a table at review proceedings. One of the sad realizations from the project was that the workshops often became a sounding board for frustrations and misunderstandings about the need for better science in impact assessment. A forum for productive discussion and the exchange of ideas among those administering, conducting, reviewing and paying for impact assessment studies must be established. Resolution of the principal difficulties will be slow unless the major participants are aware of more than just the problems inherent in their own responsibilities.

Mechanisms for Improvement

While it may be possible in the longer term to have new procedural or technical requirements adopted by administrative agencies, we believe the best chance to achieve some immediate success is through suggested changes to the existing EIA infrastructure — even though the adoption of forthcoming recommendations may, in effect, result in fundamental reconsiderations of objectives and commitments.

As recently reviewed by Couch (1982), assessment procedures in this country have a number of sequential features in common:

(a) a determination whether a project will be subjected to formal environmental impact assessment procedures (sometimes called "screening");

(b) the issuing of guidelines to direct the conduct of impact assessment studies;

(c) the preparation of an impact assessment report;

(d) a public or technical review of the assessment report or both; and

(e) a final decision taken at the political level.

This sequence of events is logical and well established in virtually all administrations. While it represents a reasonably firm structural framework, our assumption is that the elements can be substantially altered such that the process becomes more amenable to a scientific approach.

Very generally, significant scientific improvements will depend upon the *early* adoption of appropriate conceptual frameworks and technical standards to guide the required studies, as well as a recognition of the overriding constraint of time in the design of the assessment programme. This translates administratively into (i) substantial changes in guidelines to establish appropriate scientific criteria and (ii) an expanded focus for the assessment report to reflect the need for ongoing experimentation and monitoring.

Guidelines for all projects should incorporate a basic standard of quality which reflects reasonable expectations from ecological and more general scientific perspectives. Beyond that, project-specific guidelines should include a set of objectives in sufficient detail to ensure a proper focus for the studies with respect to information requirements and scientific credibility.

The process of environmental impact assessment should not end with the production of a report. It is our contention that an EIS must become as much a document of future commitment and responsibility as it is a summary of past and predicted environmental events. Given the relatively undeveloped state-of-the-art in accurately predicting long-term biological consequences of proposed activities, post-EIS monitoring programmes must be undertaken for environmental impact assessment to develop beyond the current rudimentary guessing game. The EIS should incorporate detailed statements of commitment by both government and industrial agencies to follow through with carefully selected environmental monitoring programmes.

Part II

A Basis in the Science of Ecology

6 — SCIENCE AND IMPACT ASSESSMENT

SCIENCE, VALUES AND DECISIONS

Science and Values

"The use of knowledge coming out of the scientific approach is not scientific, it is political. The failure of ecological impact assessment is not being able to generate information that can be used at the political level."

"We are forced to consider not only social impact assessment itself, but the social values attached to ecological aspects and the importance of ecological concerns from a sociological perspective."

Environmental impact assessment in Canada, as elsewhere, is a socio-political phenomenon. It is grounded in the perceptions and values of society which find expression at the political level through administrative procedures of governments. Science is called upon to explain the relationship between contemplated actions and these environmental perceptions and values. Although the views of the general public may not be supported by the findings of scientific investigations, their collective aspirations cannot be ignored. It must be recognized, therefore, that decisions resulting from environmental impact assessments may be based as much on subjective judgements involving values, feelings, beliefs and prejudices, as on the results of scientific studies (Matthews, 1975). Indeed, Carpenter (1980) suggested that decision-makers in general often mistrust expert opinion and are not overly influenced by long-term implications outside of their particular jurisdiction.

It is not surprising that environmental impact assessment has been considered an unacceptable forum within which to rigorously apply the scientific method. The Canadian scientific community also has had reservations in this regard. For example, Schindler (1976), in a scathing journal editorial, suggested that impact assessment studies as then practiced amounted to a scientific 'boondoggle', and their continuation threatened the credibility of environmental science in general. Similarly, Efford (1976), in commenting on the problems of environmental impact assessment in Canada, noted that the objectives established were often scientifically unrealistic. In a major review of selected impact assessment reports, Rosenberg and Resh and others (1981) noted numerous areas in which assessment studies would have to be substantially upgraded to achieve an acceptable degree of scientific credibility.

Much of the early criticism concerning the lack of a scientific basis for environmental assessment was warranted. However, there was often a hint of infallibility in these criticisms — the notion that 'good' science will result in 'good' solutions. Bacow (1980) summarized this misconception with these words — "the 'right' information is out there waiting to be gathered and, once collected, it will help us find the 'right' solution." This attitude ignores the socio-political basis of environmental impact assessment and is partly a reflection of the inexperience of many scientists in dealing with their disciplinary expertise in a social context (Efford, 1976).

A realistic role for science in environmental impact assessment is beginning to emerge. Matthews (1975) argued that the value judgements which permeate nearly all aspects of scientific studies associated with impact assessments are acceptable if they are explicitly stated. Holling (1978) cautioned that scientists have their own biases and dispelled the myth that good scientific studies necessarily contribute to better decisions. He advocated earlier and closer linkages between the applied scientists and policy makers. It is now generally recognized that more scientific inputs to environmental impact assessment will not guarantee the resolution of problems, since the conflict may be over differences in values or beliefs rather than over facts (Bacow, 1980). The challenge for all participants in the process of environmental assessment is to maintain a clear distinction between the objectivity of science and the values of society (Matthews, 1975; Lowrance, 1976).

As is evidenced by the quotations from various workshop participants, the relationship between social values and the scientific focus of of assessment studies is generally recognized and accepted. In the mind of one biologist, impact assessment begins with a series of socio-economic filters which are necessary to concentrate the science required. Thus, applied scientists, having recognized the importance of social values, must focus their efforts on translating these values into appropriate environmental studies.

"I submit that the politicians should be there from the beginning. They should be there to cast their shadows, if you will, of the reality of things."

"You must use value judgements to begin selecting the most important aspects to study."

"In most cases, the first step is to try to decide what the people or the bureaucrats are interested in."

Science and Decisions

A Conceptual Framework — Hammond (1978) suggested that most environmental problems are so complex and involve such unpredictable risks that the scientific community is often unable to agree on the advice that should be given to those with decision-making responsibilities. In his view, the confusion and disagreement among scientists, coupled with the high degree of social concern associated

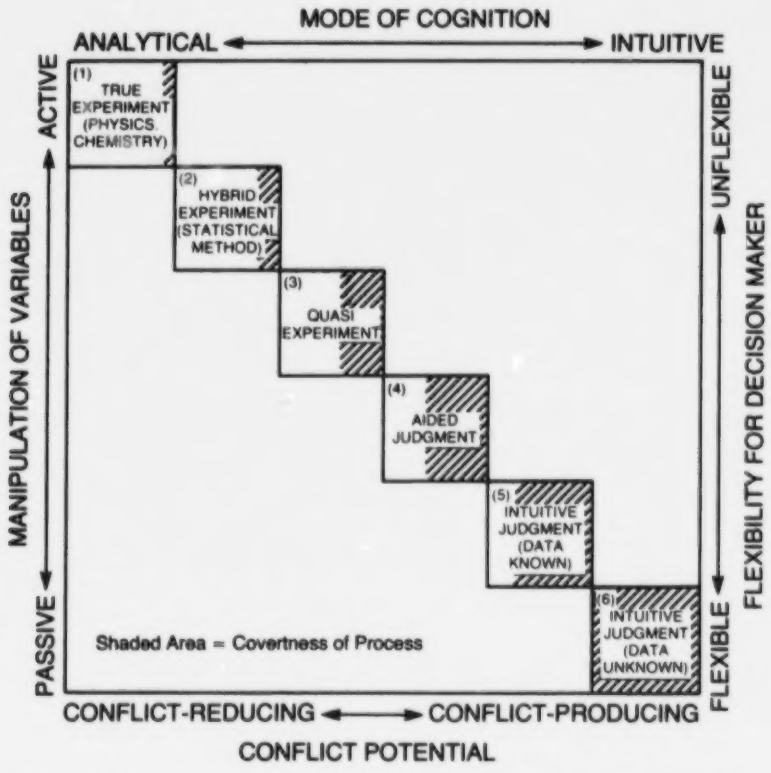


FIGURE 6-1 MODES OF INQUIRY (ADAPTED FROM HAMMOND, 1978)

with many environmental issues, has allowed the value judgements of lay people to compete successfully in "the free-for-all of the political arena." This analysis would seem to apply to environmental impact assessment.

Hammond (1978) compared the characteristics and constraints of various modes of inquiry involved in decision-making. His graphical summary (presented in modified form in Figure 6-1) helps to place the role of science in impact assessment in its proper socio-political context. The classical experimental approach to scientific inquiry, represented by mode number 1 at the upper left, is based on an analytical approach involving accepted methodologies and control of the variables. Although the results are not usually the basis for conflict, neither are they of use in solving complex social-environmental problems.

At the other end of the scale, represented by mode number 6 at the lower right, is the quasi-rational thought that is characteristic of most of us. It involves an uncertain data base, no manipulation of variables, no statistical controls, and inconsistent logic rules never made explicit. It has the greatest potential to provoke conflict but also allows the decision-maker the greatest flexibility in resolving social problems.

Various practical constraints generally prevent the use of mode number 1 as the primary basis for decision-making in environmental impact assessment; nor would it be appropriate since it embodies no social sensitivity. At the other extreme, the use of mode number 6, so prevalent in discussion at public hearings and the testimony of expert witnesses, precludes the substantial reductions in conflict and disagreement which could result from a more analytical approach to the presentation and interpretation of relevant environmental information. The best we can hope for is to invoke mode 4 as the primary basis for decision-making in environmental impact assessment, with limited use of conventional statistical analysis, computer simulation models and a more rigorous approach to the analysis of expert opinion and judgements.

"There are two types of general approaches to impact assessment. One, which I would qualify as the 'quick and dirty', involves a grouping together of experts to generate best-opinion guess-timates. The other is an information-based, model-oriented, scientifically established approach. Perhaps a continuum of approaches exists between these two extremes."

"We often must be satisfied with applying professional judgement in assessing ecological impacts."

"It is important to tailor EIA studies to provide answers at the level needed to make decisions about the project. You would apply a sequence of questions to do this. First, what kind of decision is to be made? Second, what ecological answers are needed? Next, what questions lead to those answers? And finally, what studies address those questions?"

Striking a Compromise — How can a compromise be struck between the subjectivity of value judgements and the objectivity of the scientific approach? In a general sense, we suggest that it is largely a function of the *relative* importance of the role of science at various stages in the sequence of impact assessment activities (Figure 6-2). There seems to be a consensus that initially some direction, explicit or implied, must be given to the scientific pursuits. The logic sequence in providing such direction is considered to involve: (i) impacts perceived to be socially important, (ii) socio-political decisions required, (iii) technical questions posed, and (iv) scientific answers attempted. Thus, the initial major role of value judgements in establishing a focus for the assessment is gradually replaced with a scientific programme of investigation to address the social concerns.

This translation of social concerns into scientific investigations is fraught with moral, conceptual and operational difficulties for many scientists. It is not surprising that dedicated scientists feel professionally constrained when they are expected to focus their expertise solely on social concerns which often change with time. As one workshop participant argued, "Ecologists have special knowledge and should examine environmental attributes they know are important to mankind, whether society at large knows or cares." Furthermore, it is often difficult to conceptualize scientifically the public's perception of an environmental problem: impacts to aesthetic values are a prime example. From an operational sense, population changes in the higher-trophic-level species to which society can relate are difficult to predict with any useful degree of accuracy. The practicing ecologist is often forced to study species at lower levels in the trophic hierarchy and extropolate upwards or rely more on professional judgement and intuition than on quantitative analysis.

Eventually, the pre-project scientific studies must be concluded and the results presented to those responsible for making project-related decisions. At this stage in the process, the importance of social value judgements may outweigh the scientific considerations; it is a question of interpretation. Based on discussions at the workshops, environmental scientists are split on the issue of whether they should interpret the results of their studies or merely present their findings. As Hammond (1978) pointed out, even the most scrupulous scientists often fall into mode 6 (Figure 6-1) when they move from an analytical frame of mind to offering advice to decision-makers. Although the implications can be frustrating to scientists involved in environmental impact assessments, the fact remains that project decisions will reflect some compromise between social aspirations and the results of scientific inquiry.

In theory, the role of the scientist will once again dominate in the design and implementation of post-EIS monitoring programmes. The same range of problems is posed as in pre-project studies; however, there is greater opportunity to apply a quantitative approach in measuring changes than in predicting them.

"What society perceives as important can change as quickly as the weather!"

"You can divide impact assessment studies into two groups. First there are studies on the socially important species; these studies are very difficult but very necessary to do. Then there are the studies on indicator parameters, impacted parameters, or parameters amenable to study; these are easier but are usually less relevant to the public and to decision-makers."

"As a consultant, I try to be objective because proponents want me to say one thing, and government agencies want me to say the opposite. Now I no longer make value judgements."

"Consultants, and others who undertake impact assessments, should proceed beyond the objective reporting of results, and should provide recommendations on the most environmentally acceptable alternatives."

SCIENTIFIC REQUIREMENTS RECOGNIZED

Environmental impact assessment has not been without its critics, including the scientific community. To a great extent, however, the challenge posed by Carpenter (1976) for scientists to accept greater responsibility in setting forth their capabilities and limitations with respect to impact assessment has been met. Members of the scientific community have, for some time, been stressing the need to clarify the scientific basis for assessment studies. Some of the comprehensive publications in this regard provide ample evidence of their recognition of the basic problems, and, in some cases, include advice to assessment administrators. A number of comprehensive reviews on this topic are now summarized.

In 1975, a workshop involving American and Canadian scientists was convened to discuss the biological significance of environmental impacts (Sharma *et al.*, 1976). According to the foreword of the resulting report, "This gathering was the first of its kind and has initiated a thought process in the community of scientists involved with environmental impact assessment that should be of benefit to all concerned, be they from government, industry or the academic community." The individual papers focussed on a variety of topics including temporal and spatial constraints, the need for more statistically valid analyses, the potential use of simulation modelling and the state-of-the-art limitations in ecologically oriented studies. One of the Canadian contributors focussed on the lack of realistic scientific objectives, the misuse of data and the difficulties of accurately predicting environmental effects (Efford, 1976).

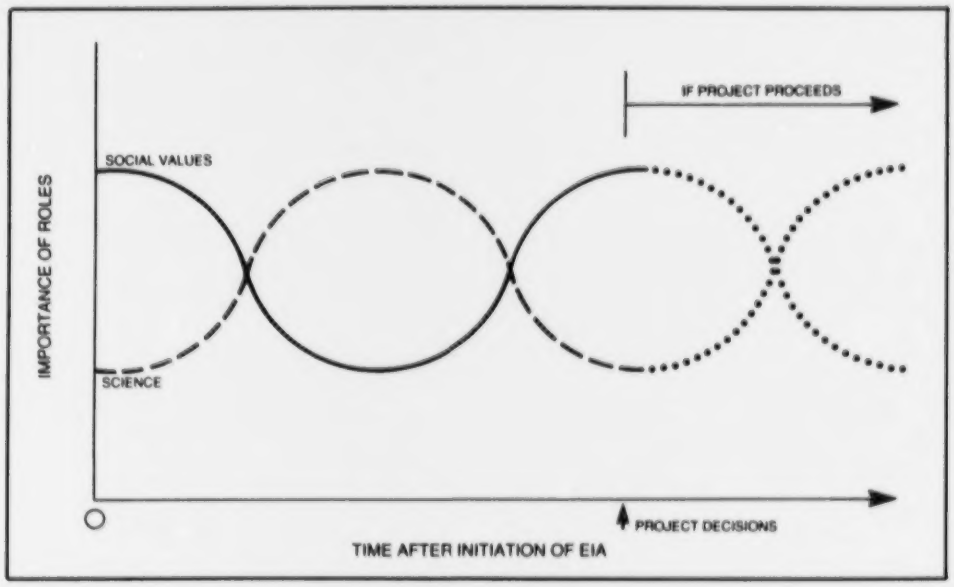


FIGURE 6-2 THE RELATIVE IMPORTANCE OF THE ROLES OF SCIENCE AND OF SOCIAL VALUES IN THE PROCESS OF ENVIRONMENTAL IMPACT ASSESSMENT

In an excellent discussion on the scientific basis for the United States National Environmental Policy Act (NEPA), Carpenter (1976) made the following comment:

> "At this time, in assessing the progress and future of the Act, it is important that those concerned do not preoccupy themselves with continued refinement of procedure to the exclusion of examining the state of scientific knowledge. Otherwise, an elegant administrative implementation of a keystone national policy may be so inadequately supported by facts and reasoning that the original objective of placing the full fair weight of environmental values on the decision-making scales is lost."

He went on to summarize some major problems from both administrative and scientific perspectives including:

(a) an unrealistic expectation of legislators and administrators for complete, unambiguous, and verified information;

(b) the false notion that ecological principles as used so effectively in highly managed systems (e.g., agriculture and forestry) can be applied with equal success in unmanaged ecosystems;

(c) guidelines which are long on form and short on substance;

(d) a preoccupation with environmental impacts *per se* rather than some consideration of the rehabilitative prospects for the impacted systems; and

(e) a lack of recognition of the value of experimentation and monitoring.

In 1977, the Institute of Ecology in the United States published the results of a two-year study designed to "bridge the perceived gap between scientists . . . and those in government agencies responsible for preparing impact statements" (Andrews *et al.*, 1977). In addition to reviewing in detail the general constraints on impact assessment identified by earlier workers, they stressed the need to establish testable hypotheses, set time and space boundaries and adopt a more statistically rigorous approach to baseline studies and monitoring as a basis for verifying predictions. In general, they advocated a greater ecological orientation for assessment studies including more attention to the recoverability potential of disturbed ecosystems.

The results of two individual efforts, one American (Fahey, 1978) and one Canadian (Ward, 1978), focussed more on the development of an ecological basis for environmental impact analysis within an overall scientific framework. Both authors discussed at length various ecological concepts and principles that might apply in design of assessment studies and they provided examples or case studies to illustrate the utility of such approaches. The advantages of laboratory and field experimentation were discussed as well as the benefits of modelling exercises, both for testing concepts and making predictions.

In a widely recognized book, Holling (1978) developed the rationale behind "Adaptive Environmental Assessment and Management." This approach is an outgrowth of a recognition of the highly dynamic nature of ecosystems and the need to have policy-makers participate in the design of resource management and impact assessment strategies.

The development of a simulation model through a series of workshops involving scientists and administrators is used as an effective means for communication and learning, as well as assisting in research planning and providing some predictive capability. The publication stressed: (i) the high natural variability of most biological phenomena in space and time, (ii) stochastic events and the need to consider risk analysis, and (iii) the resulting futility of trying to predict changes through the inventory approach so common in impact assessment.

The Scientific Committee on Problems of the Environmental (SCOPE) released a second edition of its manual on environmental impact assessment (Munn, 1979), re-emphasizing to a large degree the messages outlined by Holling (1978). As well as reviewing the administrative procedures for impact assessment and the various methodologies available, the volume dealt with the scientific problems of prediction and uncertainty, and with the use of simulation modelling as a working framework for an environmental assessment.

Sanders and others (1980) provided a very comprehensive review of the role of applied ecology in environmental impact assessment. Four general areas were discussed in detail: field monitoring, experimental perturbation studies, laboratory studies, and analytical methods. Considerable attention was given to the need for statistical rigour in the design of baseline and monitoring studies. The limitations imposed by the selection of time and space boundaries were also discussed.

In the proceedings of a symposium of the Ecological Society of America (Anonymous, 1980), various papers dealt with the biological interpretation of environmental impacts. Cairns and Dickson (1980) discussed the vulnerability of aquatic ecosystems to perturbation and their potential for recovery. As well, Hirsch (1980) provided an in depth analysis of the use of baseline studies in impact assessment, covering topics such as the ecological basis, prediction versus monitoring, the constraints posed by natural variability and the problems of linking cause to effect.

One of the more recent major reviews of the scientific implications of environmental assessment is that of Rosenberg and Resh and others. (1981). They and their co-workers rated a number of completed assessments according to a set of ideal characteristics. In so doing, they identified the following shortcomings that are within the control of the scientists involved: (i) ill-defined objectives, (ii) poor research design, (iii) a lack of focus on prediction, (iv) inadequate statistical rigour and (v) poorly written reports. They stressed that environmental monitoring should be undertaken as part of all impact assessments to validate predictions, for mitigation purposes and to provide information of value in other assessments of a similar nature. They also noted the problems posed by the difficulty of obtaining much of the assessment material, including environmental impact statements.

"If we had constructive criticism and quality control on the part of government, then the scientific adequacy of EIA would greatly increase."

PEER REVIEW

The review process in environmental impact assessment should be clearly separated into two distinct aspects: (i) a review of the quality of the scientific and technical work done, and (ii) a public review of the significance or importance of the impacts. These often become confused, with the inevitable result that neither is done well.

While there is little evidence that scientific peer review is regularly incorporated into environmental assessment, the majority of workshop participants were in favour of adopting the practice to the greatest extent possible. In the context of impact assessment, the subject can be reduced to two basic questions: (i) what are the appropriate scientific standards to be applied in studies supporting an assessment, and (ii) how and when should those standards be established and applied?

The Appropriate Standards

It has been suggested that the scientific standards imposed upon basic research are too rigorous for ecological studies in environmental impact assessment. As well, the pressures of politics and time are seen to preclude the adoption of more rigorous scientific approaches to assessment studies. On the other hand, there is a widespread conviction that studies which are found unacceptable through scientific peer review do not provide an adequate basis for assessing impacts. Practitioners are cautioned against radical departures from scientifically acceptable methods in order to conform to the external contraints on an impact assessment. In view of continued debate and disagreement on this topic of suitable standards, it is clear that every environmental assessment must incorporate an early exercise during which all affected parties, especially reviewers, proponents and consultants, discuss and agree on the scientific standards to be applied in the assessment studies. This report provides a basis for establishing those standards for impact assessment in general. Further scientific standards and requirements can be added as considered appropriate for any particular assessment.

Timing of Technical Review

An approach to technical review that will ensure the *timely* application of appropriate scientific standards in ecological assessment studies must be developed. The formal process of scientific peer review, as practiced for refereed publications, may operate too slowly and too late to be the most appropriate approach for EIA. This is not to say that such an approach cannot be used successfully. A recent issue of the journal *Arctic* was devoted entirely to the publication of the results of the Eastern Arctic Marine Environmental Studies, a co-operative industry-government programme established partly for providing data for environmental assessment in general. In the words of Sutterlin and Snow (1982):

" . . .this publication is proof that baseline data collected meticulously and interpreted expertly as part of

environmental impact assessments can indeed withstand the rigorous peer review system demanded by the primary publication system. It is also, perhaps, a caution against the generalization that environmental impact studies are somehow superficial and less rigorous than other scientific pursuits."

A great deal of support was given at the workshops for a programme of technical review in environmental assessment that is active both near the beginning and near the end of the process. This would entail a formal review of the detailed study and assessment plans of the practitioners (i.e., proponents and consultants) *before* major field operations are undertaken. Technical review would resume when the main assessment report is complete, to examine the interpretation and presentation of results. This new emphasis on 'front-end' peer review, at the inception and design stages, would help to ensure appropriate levels of scientific integrity in the ecological investigations. Without front-end review, proponents and consultants will continue to run the risk of having to repeat studies in the event the reviewers are unhappy with their design or conduct.

"EIA should be subject to extensive peer review."

"Some time ago, we formed a science advisory committee, composed of retired government and university scientists, as well as senior scientists in our company. Its mandate is to advise on what has to be done in our environmental impact assessments, and how to apply ecological principles."

"We need to poll the best experts we have to undertake peer review of study approaches, methodologies and designs."

7 — THE QUESTION OF SIGNIFICANCE

The question of the significance of anthropogenic perturbations in the natural environment constitutes the very heart of environmental impact assessment. From any perspective — technical, conceptual or philosophical — the focus of impact assessment at some point narrows down to a judgement whether the predicted impacts are significant.

While there exists a myriad of interpretations of the significance of environmental impacts, the perspectives which they represent are equally valid and are not necessarily incompatible. It became evident during the course of the project that the concept of significant impact needs a clear *operational* framework to guide those involved in environmental assessments. Such a framework is proposed and discussed in this section.

In the United States, a judgement of the significance of impacts is used to decide whether a formal Environmental Impact Statement must be prepared according to the NEPA (Andrews *et al.*, 1977). During the workshops, however, the concept was discussed at a more fundamental level — participants were asked to describe a significant environmental impact from their perspectives as scientific professionals. Four basic concepts emerged and are discussed below.

STATISTICAL SIGNIFICANCE

A statistical interpretation of significance represents a relatively value-free approach based on isolating man-induced perturbations (impacts) from natural variation. This notion of significance is well documented in the literature (e.g., Sharma, 1976; Zar, 1976; Buffington *et al.*, 1980) and Christensen *et al.* (1976) gave a conceptual and mathematical interpretation of impact in these terms.

The detection of differences between the variation in project-related variables before and after project initiation is the core of statistical significance. This definition implies measurement to test for change, which is essential from an operational perspective. It also involves the detection of a departure from baseline conditions, which implies that baseline conditions must be known. Finally, its proper interpretation would require the use of acceptable statistical procedures for analysing observed departures from normal variability.

At the workshops, a number of participants stressed the importance of documenting environmental *trends* that are presumed to be linked causally to the project, rather than specific short-term shifts outside of historically defined limits. It was also noted that impacts from a point-specific source often must be evaluated against a baseline which is already following a trend independent of that source, for example, the changes in pH of lakes over large areas as a result of acid rain. Christensen and others (1976) gave an example where the baseline trend in pollution is in a positive direction (i.e., a decline in pollution) which would equally confound the measurement of specific impacts. This continuing variation in natural systems, independent of man's activities, is particularly important in the context of statistical controls for environmental impact assessment studies as reviewed by Eberhardt (1976).

Workshop participants soon recognized some important limitations of a purely statistical definition of significance with respect to environmental impact assessment. Since it is open-ended in time and space boundaries, reference to these elements was considered necessary. In the context of the significance of impacts, the key is not on *what* basis boundaries are established but that they *are* established rationally at an early stage in the assessment of the impacts.

The statistical interpretation of significance ignores the fundamental social focus of impact assessment, particularly the role that assessment should play in the overall project planning and decision-making processes. In other words, the idea of statistical delimitation of project-related impacts does not include any ranking of impacts by priority.

> *"An activity which causes a change to occur which falls outside the observed limits of natural variation and/or a change in frequency of occurrence has a significant impact."*
>
> *"A serious perturbation is any one that I can detect!"*
>
> *"Statistical significance is really the only quantifiable type of significance in an EIA."*

ECOLOGICAL CONCERNS

This is probably the most difficult interpretation of impact significance on which to develop a consensus. There was no general agreement on a definition for significant environmental impact from a purely ecological perspective. Proposed definitions have ranged from specific concerns such as loss of critical breeding habitat, local extinction of species and reduction in primary productivity, to more general but less definitive concerns including loss of ecosystem stability, exceeding tolerance limits, and reduction in assimilative capacity. Most of these definitions contain inherent value judgements, require the existence of some non-biological standard against which to interpret the severity of the impact, or have supply and demand implications.

There are, however, some underlying themes which appear to be fundamental to a consideration of ecological significance. First, it may be argued that ecosystems have no intrinsic value; they are ascribed a value in the context of the extent to which they are used or required by man. Admittedly, this may be an overly restrictive view of ecological significance. Yet, the conservation ethic expressed by the general public in the environmental impact assessment process can most often be traced to a concern for the continued welfare or survival of people.

The second major theme relates ecological significance to the irretrievable loss of ecosystem components within specified time and space boundaries. Examples of this, in increasing biological importance, include the loss of a population, a reduction in genetic variability (gene pool), or the loss of a species. As Cooper and Zedler (1980) noted, the destruction of a population can result in the loss of genetic material that may have great survival value for the species, or that may have great value in plant or animal breeding and improvement. Time and space limitations must be imposed to separate anthropogenic losses from normal evolutionary processes. Embodied in this theme is the notion of stewardship of nature which philosophically may be contradictory to the theme that ecosystems have no intrinsic value.

Unlike the loss of a gene pool or a species, which is absolute, the significance of the loss of a particular population must be qualified according to certain time limitations. Such limitations (recovery times) are seldom discussed in any detail in environmental impact studies. The literature notes our limited understanding of compensatory responses of populations under stress, even of commercial fish species which have been extensively studied and managed for some time (Buffington *et al.*, 1980). Indeed, the population focus for environmental impact assessment may be the result of biologists transferring concepts of population dynamics and maximum sustained yield from fisheries and wildlife management (Sharma, 1976). On the other hand, it may be a reflection of the general level of public awareness and interest in certain species, the so-called "representative and important species" (Christensen *et al.*, 1976).

The loss of a population or species may imply an irreversible change in the structure of an ecosystem; however, as pointed out by Buffington and others (1980), "It is not certain how many species can be lost, nor how their role can be replaced by species already in the community picking up the function, without risking collapse of a community." This idea of the functional integrity of an ecosystem was raised by a number of workshop participants as another interpretation of an ecologically significant impact. However, the concept of function often implies the organization of species at the more complex community and ecosystem levels and, not surprisingly, discussions relating impact significance to changes in ecosystem functioning were often couched in generalities such as a disruption of the food chain, a simplification of complex systems or changes in assimilative capacity.

There was some general support for the idea that impacts which result in irreversible reductions in primary productivity (the concentration of energy through the production of organic material) should be considered as potentially significant since it represents an erosion of one of the primary life support systems for species at higher trophic levels. Some of the literature on the biological significance of impacts (e.g., Longley, 1979) also reflects this focus on reduction in primary productivity. Unfortunately, neither the literature nor the workshop participants provided any guidance on how rigorously this definition should be applied; for example, is *any* reduction in primary productivity to be considered as significant? Certainly in marine and aquatic systems primary productivity is related to phytoplankton blooms which are so variable under natural conditions that only gross man-induced changes can be detected (Anonymous, 1975). It seems clear, however, that a reduction in primary productivity is one area in which the effects of incremental losses are to be guarded against, especially as they may affect the functioning of aquatic ecosystems.

"All or any impact that tends to reduce production of a desirable species is serious."

"If you accept first of all that a decrease in primary productivity is a significant negative impact, then I think that it strengthens your case."

"I consider a significant negative impact one which irreversibly destroys an ecosystem, or destroys it beyond its ability to self-correct."

"There are three issues involved when considering the capability to evolve in impact significance. One is the immediate survival of the population. The second one is the persistence of vigour and evolutionary adaptation of a population in the face of a changing environment; in other words, the adaptability already within the population. The third one is the continued creation of evolutionary novelty."

SOCIAL IMPORTANCE

Any consideration of the significance of environmental effects must acknowledge that environmental impact assessment is inherently an anthropocentric concept. It is centred on the effects of human activities and ultimately involves a value judgement by society of the significance or importance of these effects. Such judgements, often based on social and economic criteria, reflect the political reality of impact assessment in which significance is translated into public acceptability and desirability. Some authors (e.g., Andrews, 1973; and Buffington *et al.*, 1980) preferred to separate the concept of significance of impacts from public acceptability, while others such as Longley (1979) and Cooper and Zedler (1980) equated the two. In the words of Longley (1979), "Significance is a determination that links estimations of magnitude made by impact assessment analysts with environmental policies."

In this context, the ecological implications of a proposed development usually get translated into effects on physical and biotic resources valued by man for commercial, recreational or aesthetic purposes. From the perspective of an ecologist, more profound changes to the intrinsic structure

and function of natural systems may be involved, but their significance will likely be evaluated by the public in terms of the implications for such resources. In effect, ecologists involved in environmental impact assessment are often required to extend their interpretation of impacts beyond the limits of professional interest and to emphasize those environmental attributes perceived by society to be important.

There emerged from the workshops a number of ideas concerning the public perception of environmental values and their influence in the environmental impact assessment process. These can be characterized as follows:

(a) The first concern of the public with respect to environmental matters is human health and safety. All other concerns are subordinate when Man's health is in jeopardy as a result of proposed development.

(b) The public will have a great concern for potential losses of important commercial species or commercially available production. The reverse would hold true regarding an increase in the numbers of undesirable species.

(c) Society can be expected to place a high priority on species of major recreational or aesthetic importance, whether or not they support commercial activities of any consequence.

(d) Special interest groups will usually gain broad public support in their concern for rare or endangered species on the basis that mankind has special custodial responsibilities regarding their preservation.

(e) Next to the direct impacts on valued species, the public can normally be expected to be concerned over the loss of habitat as it represents a foreclosure on future production, whether or not the habitat is currently being utilized to capacity.

(f) In all of the above cases, public concern will be heightened in relation to perceived imbalances between supply and demand of species or habitats within a local, regional or national context.

Although some workshop participants felt that this man-centred focus compromised their professional contribution to environmental impact assessment, there was a consensus that, ultimately, impacts would be measured on the yardstick of human values. Any comprehensive definition of a significant impact with respect to environmental assessment must reflect this value judgement.

"In the context of impact assessment, what is really of concern at the decision-making level is the significance to society as interpreted through social and economic values. The question of significance is indeed a social and economic one, and it cannot be confined to what we regard as biologically significant."

"Any definition of a significant impact must incorporate a yardstick of human values."

PROJECT IMPLICATIONS

Both the workshops and the literature (e.g., Christensen *et al.*, 1976) have suggested that impacts of any magnitude can be deemed insignificant if they are not considered in making project-related decisions. Fundamental to this concept is that one of the prime purposes of environmental impact assessment is to present relevant ecological information for consideration in project planning. We might consider this project perspective of impact significance to be the 'bottom line' in environmental assessment. In fact, it embodies the previous three concepts by providing the unifying linkage with the assessment itself. In other words, an impact might be considered significant from the perspective of project decisions if it represents a statistically significant change in a socially important environmental attribute, that is either directly or indirectly (through ecological linkages) caused by the project in question.

"In the context of impact assessment, the only changes that are significant are those biological changes that relate to the decision-making process, pertaining to the design, operation, timing, location, etc., of a project."

"One of the first levels of a significant impact is to identify an impact, which is usually strictly physical, that is going to put a severe limitation on the viability of the project."

"Any impact, the assessment of which results in modifications to the project, is significant."

TANGIBLE DIRECTIONS

A short synopsis of what, in our view, constitutes a significant environmental impact is now presented. The following statement rests on the assertions that (i) environmental impact assessment should contribute to informed decision-making, and (ii) a comprehensive definition of significance is required to help focus the activities of all parties involved, particularly those who plan and undertake assessment studies.

> Within specified time and space boundaries, a significant impact is a predicted or measured change in an environmental attribute that should be considered in project decisions, depending on the reliability and accuracy of the prediction and the magnitude of the change.

This statement holds a number of implications for the impact assessment practitioner who adopts it as a basic framework for impact significance. The following discussion will outline what these implications are and will show how dealing with these implications can improve the efficiency of environmental assessment.

Time and Space Boundaries

The statement initially points out the need to establish temporal and spatial boundaries when considering the sig-

nificance of an impact. Examples of the various criteria appropriate for setting such boundaries are discussed elsewhere in the report; the main point is that boundaries *must* be clearly and rationally established early in the assessment process. While boundaries serve other purposes such as defining the spatial extent of study areas and the probable duration of impacts, they are necessary for providing the context within which impact significance can be judged.

Predicted or Measured Changes

Ideally, there are two major phases in the impact assessment process at which project decisions are made. The first phase involves decisions regarding project approval and conditions on that approval, and these decisions are based on *predictions* of change. The second phase relies to some extent on a reasonable degree of flexibility in project design and operation and decisions made during this phase (after project start-up) are normally based on actual *measurements* of change. Such decisions are often directed at changes in operation to achieve better emission control or changes in design to mitigate undesirable effects.

Thus, in adopting this framework for impact significance, the assessment practitioner may consider an impact significant at the time it is predicted, *or* once it is detected following project initiation. In some cases, a change may appear as significant only after a project is in place; reasons for this include:

(a) the prediction was wrong, and the change is actually larger than expected;

(b) the environmental attribute was not expected to be affected by the project, and hence no impact prediction was made; and

(c) changes in the environmental attribute were considered unpredictable under the particular circumstances and the project was studied in an experimental sense to see if changes actually would occur.

Consideration in Project Decisions

Any information collected or predictions made that have little relevance to project decisions are inconsequential to the environmental impact assessment of that project. In adopting our framework for impact significance, the assessment practitioner should judiciously concentrate his assessment efforts and funds on environmental attributes that will likely have a bearing on project planning and that will be issues in the public forum.

This is not to say that the scientific community itself should not add professional concerns to the public debate. It may be argued that the scientists have a duty to do so. As pointed out by a number of workshop participants, scientists have special knowledge and insight that may allow them to recognize potential impacts of importance to society that might go unnoticed by the general public.

It may be more scientifically expedient to examine surrogate or proxy environmental components that can indicate the state of the variable of interest. However, those designing assessment studies must constantly remind themselves that predictions and recommendations in impact assessment reports will have the greatest influence on project decisions if they reflect a focus on changes in valued ecosystem components.

Predictability and Magnitude

The reliability of the prediction should have a bearing on whether a predicted impact is considered significant. In our view, the significance of quantitatively predicted impacts should be determined partly on the basis of the confidence and probability limits of the predictions. In the case where only generalized and qualitative predictions can be made, decision-makers may wish to consider potential impacts as significant until more reliable information indicates otherwise (Andrews *et al.*, 1977).

Our statement suggests the obvious in that the magnitude of an impact has a bearing on its significance. There are a number of considerations with regard to determining what level of impact should be considered significant. For example:

(a) Many environmental variables have stability envelopes within which they commonly fluctuate, and if such variables are forced beyond the limits of the envelope, they may assume quite different or unknown trajectories in time (Holling and Goldberg, 1971; Holling, 1973). In these cases, variables which are predicted to move outside their normal stability limits might be considered as significant impacts, while small shifts within the envelopes might be considered insignificant. Use of this approach is limited to our knowledge of stability envelopes as supported by empirical evidence.

(b) Some important variables may be critically affected by small shifts in other variables. For example, a small downward shift in dissolved oxygen concentration in a lake may be the driving force that causes the demise of the resident trout population.

(c) The concept of "set value" (Andrews *et al.*, 1977) has direct application to determining impact significance on the basis of magnitude. Examples of these values include air or water quality standards, land use plans or other statutory environmental goals. If a variable is predicted to exceed, or is measured in excess of, a set value, then presumably the impact would be considered significant.

(d) The supply or abundance of an environmental attribute may be critical in determining the significance of an impact on that attribute. In brief, if the amount of an environmental attribute destroyed were large compared with the amount or supply of that attribute (in a local, regional, national or global context, depending on the requirements of the analysis and the boundaries established), then the impact may be considered significant (Cooper and Zedler, 1980). It is clear that the boundaries in this context must be

established early. Otherwise, the results of the analysis can be manipulated as desired by adjusting the boundaries.

(e) The resource allocation approach as suggested by Sharma (1976) for allocating the maximum sustainable yield of fish populations among competing uses, may have application in some cases. In such cases the impact would be considered significant if it used up more of the resource than had been allocated for impact purposes.

SUMMARY

A full discussion of impact significance as presented in this section is important for two reasons. First, the term is used imprecisely in environmental impact assessments. Yet, it is often used in contexts where a clear meaning is necessary. The foregoing analysis attempts to clarify the various elements inherent in the term *significant impact*.

The second reason is that the various participants in environmental assessment, especially those who design, undertake and evaluate the impact studies need guidance in many aspects of the assessment including conceptual approaches, attainable objectives, scientific limitations and public expectations. This discussion has shown how a rigorous regard for the meaning of the significance of impacts can begin to provide that guidance.

8 — SOME FUNDAMENTAL CONSIDERATIONS

LIMITS AND CONSTRAINTS

"The answer you get, or the effect you perceive, is going to depend on the boundaries you set."

"If we pick the right boundaries, we have a better chance of addressing what's going on in the proper scale."

"I would suggest that the boundaries you choose depend on the questions you ask."

"If you are to approach a problem, you have to conceptually and/or physically describe some kind of boundaries which impose conditions on exchange. The results, then, depend on the kind of boundaries you are going to pose."

In his treatise on resource management and impact assessment, Holling (1978) suggested that the first of three questions of special concern to those involved in such activities relates to boundaries, that is, "How can the problem be bounded or delimited so that it is tractable and manageable?" Whether explicitly stated or implied, the time and space boundaries imposed set the scope and scale of the required studies and thereby determine, in large measure, the limits of interpretation, extrapolation and prediction.

The importance of setting time and space boundaries in environmental impact assessments has been generally recognized by a number of authors (Fahey, 1978; Dooley, 1979; Cooper, 1980; DeAngelis, 1980; Fritz *et al.*, 1980; Hilborn *et al.*, 1980; and Peterman, 1980) and discussed in some detail by others (Christensen *et al.*, 1976 and Sanders and Suter, 1980). The topic was also pursued at length during some workshops, suggesting it is an area which has been given considerable thought. Few participants failed to recognize the establishment of spatial and temporal limits as a critical early step in impact assessment although it became obvious that these are often assumed rather than stated.

It is clearly indicated in the writings and was reflected in the workshop discussions, that usually more than one set of boundaries will apply in an impact assessment. The bounds of the various sub-problems identified in an overall assessment project would each be set according to different criteria and the spatial and temporal limits so established will not always be common to all sub-problems.

Like many other aspects of impact assessment, the setting of boundaries represents a trade-off, in this case involving (i) the constraints imposed by political-social-economic realities (administrative boundaries) (ii) the temporal and spatial extent of the project (project boundaries), (iii) the time and space scales over which natural systems operate (ecological boundaries), and (iv) the limited state-of-the-art in predicting or measuring ecological changes (technical boundaries) (Figure 8-1). It is important to distinguish between these categories of boundaries since some are under the control of the investigators while others are relatively fixed, for example, by the current state of knowledge in relevant branches of science and technology.

Administrative Boundaries

The process of environmental impact assessment itself poses certain boundaries which are not related to science but which may severely reduce the opportunities to adopt a more scientific approach to impact assessment. These political, administrative and economic constraints represent the first level of study boundaries which should be considered in an impact assessment.

Spatial boundaries may be imposed owing to jurisdictional limitations (i.e., political boundaries) as well as the manpower and money allocated for the assessment studies. These latter constraints also may affect the time available to carry out the assessment. It is a truism that in environmental impact assessment, there is never enough time to undertake the required studies in sufficient detail. Natural systems are complex in structure and function, the complete understanding of which represents a time and money sink of the highest degree. Those responsible for initiating impact assessment studies can help to alleviate this serious time boundary in three ways:

(a) increase the time available by starting assessment studies as early as possible in the project planning process;

(b) make more efficient use of the time available by careful attention to study design; and

(c) continue the studies after project initiation to allow for a continuity in information.

It goes without saying that all those participating in environmental impact assessment *must* strive to reduce the constraints posed by these administrative time and space boundaries to a minimum. Having done that, the impact assessment must be conducted on the basis that the non-scientific limits are explicitly stated at the outset and accepted by all parties.

Project Boundaries

The time horizon and physical extent of project activities normally are readily defined, and details of these limits usually are embodied in a description of the project. The spatial bounding of projects, while sometimes an intricate exer-

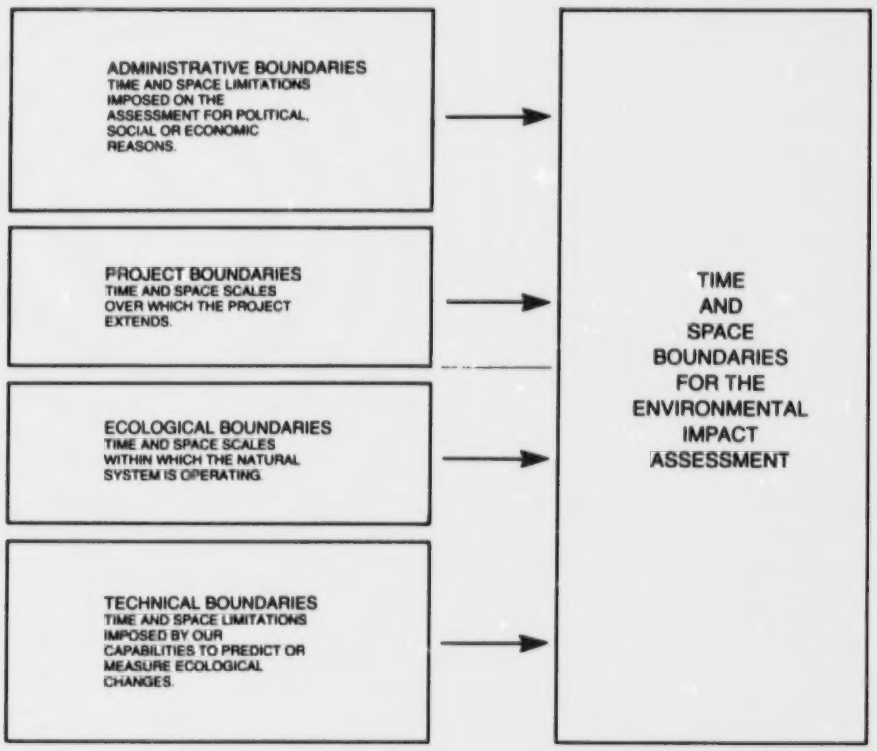


FIGURE 8-1 TIME AND SPACE BOUNDARIES IN ENVIRONMENTAL IMPACT ASSESSMENT

cise, is usually much more definite than temporal bounding. While some projects can be considered virtually permanent (e.g., industrial facilities or transportation schemes), others may have relatively indeterminate longevity (e.g., off-shore petroleum exploration activities or pest control programmes). In any case, these limits invariably become adjusted to account for other determinants of boundaries as described below.

"Those tankers could go to any one of about seven different places. In approaching the environmental assessment task, do you extend your thinking about the physical environment along the whole length of each of those tanker routes?"

"The time boundary for an impact assessment is often fixed by the proponent on the basis of the 'urgent need' to develop the resource!"

Bounding Natural Systems

Ecological boundaries are, in many respects, the most elusive boundaries to be considered in an impact assessment. Bounding the environment in a physical sense, i.e., through an examination of physical transport mechanisms, sites of material accumulation and interfaces between physical media, is relatively easy when these characteristics are well defined, such as in rivers, lakes or apparently discrete watersheds. In contrast, setting physical bounds of open systems such as oceanic or atmospheric often requires much more insight on the part of the assessment team.

Although not universally accepted, the principle of setting physical boundaries first, followed by biological bounding, was stressed in many of the workshops. This initial focus on physical characteristics and processes of a system for establishing spatial boundaries was a reflection of the general agreement among workshop participants that environmental impacts should be traced from changes in physical structure or function through ecological linkages to the resulting biotic perturbations.

Ecological time boundaries can be established on the basis of a variety of temporal characteristics of natural systems. Such factors include: (i) the magnitude, periodicity and trends in the natural variation of the variables of interest, (ii) the time required for a biotic response to become evident, and (iii) the time required for a system or subsystem to recover from a perturbation to its pre-impact state.

Because of the overriding influence that ecological time and space scales can have on the nature of impact studies and the interpretability of results, a fuller discussion of this topic is presented later. While these boundaries are probably most important to the ecologist, there is seldom any indication of their having been considered in environmental impact assessment.

"You would set the physical boundaries before you even start looking at the biological aspects. The physical boundaries define where you might want to concentrate your biological study efforts."

"There are lots of external influences which dictate that the space boundaries get stretched beyond those which are recommended on physical grounds."

"One way to view the time boundary is the limits forward and backward for which we have knowledge or will have it."

"Perhaps the time boundary for predictions should not be less than one generation of the impacted species."

Technical Boundaries

The overriding importance of time and space boundaries in the prediction of environmental impacts is succinctly portrayed in Figure 8-2. The interpretation is that we can expect to have reasonable success in predicting short-term, spatially limited changes to individuals or specific populations as a result of direct physical effects. In other words, by combining the results of experimental laboratory and field studies involving the elements on the left side of the gradient scale, it may be possible to quantitatively predict, with a useful degree of accuracy, non-chronic direct impacts.

The technical limitations on our ability to predict ecological change are undoubtedly greater than those on our ability to measure them through monitoring. The latter may nevertheless pose substantial difficulties, especially when sampling programmes must be established over very large areas to account for the high mobility of some pollutants and organisms. Examples of other technical constraints in this regard include problems of access in harsh northern and marine environments, and problems of sampling submarine species (e.g., fish and marine mammals).

"We need very long time horizons to see changes in sluggish variables."

"Impact predictions beyond 20 years are fairy tales!"

The Current Situation

We have observed a serious lack of attention given to the establishment of boundaries in most environmental impact assessments. The common fare is to find a study area definition for which little or no rationale is given, and perhaps some vague allusions to the time scale over which predictions apply (for example, short-term, long-term, or permanent). In support of the general response of workshop participants to this subject, we call for a thorough examination of *all* types of temporal and spatial boundaries applying in an impact assessment, and for their full disclosure, including the rationale, in assessment reports.

Perhaps the best example we have seen yet of a rationale for the spatial study area boundaries in a conventional environmental impact assessment is found in Manitoba Hydro and James F. MacLaren Limited (1976). While this case, like most others, falls short of a thorough discussion of boundaries, it at least recognizes some of the concepts outlined above. The boundaries were first based on technical characteristics of the project (a high-voltage power transmission line) including fixed end-points, desired en route connections with other lines and economic objectives (as short a line as possible). The study area was then more precisely defined on the basis of man-made and natural environmental constraints which included avoidance of: (i) an urban expansion area, (ii) an airport, (iii) a provincial park, (iv) a unique ecosystem recognized by the United Nations' International Biological Programme, (v) agriculturally productive areas and (vi) other environmental factors.

QUANTIFICATION

Measurement Versus Description

From a scientific viewpoint, if environmental impact assessment is to be substantially improved, the present preoccupation with descriptive studies must be largely replaced with a quantitative approach. It is the objectivity inherent in measurement which is one of the earmarks of science. It is only through measurements of environmental variables, and testable hypotheses regarding changes therein, that science can contribute to environmental impact assessment at an applied level. Indeed, adopting an experimental or modelling approach or both of them, wherever possible, would automatically result in a stronger quantitative focus for assessment studies.

Quantitative predictions cannot normally be made, nor hypotheses tested, without a firm foundation in measurement. This is not to deny the role of careful observations and descriptions in environmental impact assessment. The results of well-organized reconnaissance surveys, in conjunction with a review of relevant material, can be particularly important in gaining a familiarity with the project environment, not only for the investigator but also for the general public. However, such descriptive studies should not become an end in themselves, as is too often the case in impact assessments. As Hilborn and others (1980) pointed out, the most detailed inventories of environmental components will not provide any indication of how those components will change in the future. Descriptive studies are relatively inexpensive when compared to the time and resources required to undertake detailed experimental field studies. Therefore, they can be used most effectively in impact assessment to direct and focus the more expensive and longer-term experimental studies by providing a basis for conceptualization and the formulation of working hypotheses.

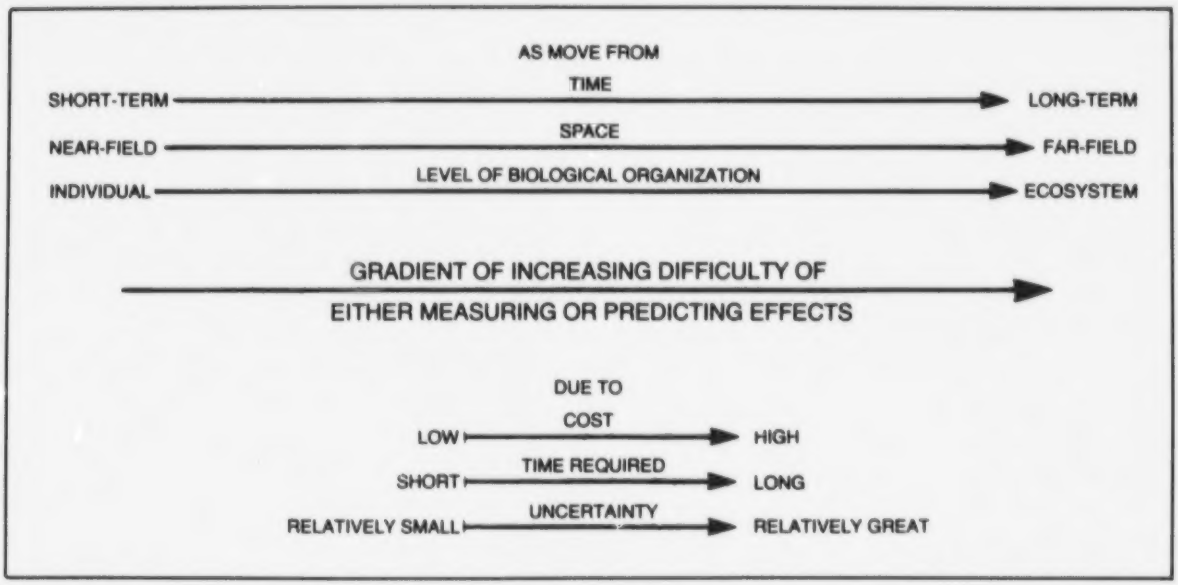


FIGURE 8-2 GRADIENTS ASSOCIATED WITH ANALYZING IMPACTS (AFTER CHRISTENSEN ET AL., 1976)

"There must be a way to make the process more credible. I think the decision-makers treat environmental assessment much more as a strict predictive tool, probably much more a rigorously scientific piece of work than it actually is. We somehow feel naked without numbers. Some of the final products we see are loaded with numbers which do not necessarily mean very much. Yet they have the appearance of a very precise and rigorously scientific approach to assessment. I don't think environmental impact assessment is presented in terms of best professional judgement, which it often is."

"I feel that you can't base an assessment of impacts on just the traditional 'baseline studies'."

"You can only really address problems for which measurements are accessible."

Natural Variability

Most of the scientific and technical problems associated with environmental impact assessment can ultimately be traced back to the natural variability inherent in many physical and biological phenomena. Natural systems, and components of them, are highly dynamic, and patchiness in space and variation over time is common. Often superimposed on random variations are seasonal fluctuations and multi-year cycles. Also, as pointed out by Christensen *et al.* (1976), some variables may be on non-horizontal trajectories in the long term, that is, 'moving baselines.' The field scientists involved in impact assessment face one of their greatest challenges in dealing with such dynamic environmental baselines. Although most ecosystems and populations are perceived to operate within certain stability envelopes (Holling, 1973), it is generally accepted that the time normally available for impact assessment studies precludes anything but an approximation of the natural variability of the important environmental components.

The problems posed by natural variation permeate nearly all aspects of impact assessment studies. It has implications for the establishment of time and space boundaries, the statistical analysis to be used (including the sampling design and intensity) and, thereby, the money and logistics required. Differences in natural variability will influence the choice of variables to be measured and the selection of experimental approaches, and will determine, in large measure, the accuracy of the impact predictions.

The net effects of natural variation on impact assessment studies must be recognized. For example, since natural fluctuations are themselves often large, it may be unrealistic to detect less than a 25 per cent shift in the abundance of populations of many rocky shore species (e.g., Cowell, 1978). Indeed, with highly dynamic variables in ocean systems, even an order of magnitude departure from normal may not be statistically significant (Anonymous, 1981a).

As an example of the practical limitations posed by these problems, consider the report by a committee of the American National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) (Anonymous, 1974). It was concluded that:

"Within the three-to-five years normally available for marine baseline studies, we can only expect to improve our understanding of the dispersal of pollu-

tants associated with major accidents and attempt qualitative predictions of the effects of such accidents on the general distribution and abundance of important biological components. For many biological indicators, the variability may be so great that we cannot hope to distinguish man-induced, low-level effects."

Statistical Considerations

Problems of sampling design and statistical analysis associated with environmental impact assessment have been examined in detail by some authors (e.g., Eberhardt, 1976; Lucas, 1976; Zar, 1976; Thomas *et al.*, 1978; Kumar, 1980). All of these authors recognized the fundamental need to adhere to acceptable statistical procedures when adopting quantitative or experimental approaches to impact assessment studies. However, natural variability sets limits on reaching this objective. In particular, it hinders the establishment of true experimental controls under field conditions and poses serious constraints on meeting normally acceptable confidence limits.

An ideal impact study design would incorporate replication and controls both in space and time (Green, 1979). However, in the words of Eberhardt (1976), "The experimental approach suffers from the fact that there is no true replication. A pseudo design is proposed, employing pre-operational data on a site and a control area, contrasted to post-operational data on both areas, and substituting replication in time for true replicate areas." In such an approach, the analysis would involve a comparison of ratios of data (Figure 8-3) which accounts for natural changes in measured variables independent of the changes due to the project under consideration. Other authors have stressed the need to have paired sampling stations, that is, equal numbers in both control and impacted areas, in order to allow for an estimate of sampling error within the control area (Lucas, 1976; Gore *et al.*, 1979; Skalski and McKenzie, 1982).

During the workshops, a number of participants gave greater priority to determining environmental *trends* linked by cause and effect to the project, rather than measuring departures from historically defined levels. Some authors also have supported this approach (Lucas, 1976; Hipel *et al.*, 1978). Hipel and his co-workers described in some detail the application of time-series analysis to environmental management problems. This approach would seem to have potential use in predicting and measuring the state of environmental variables that are suspected to follow long-term trends, for example, pH in lakes as a result of acid rain, or slow accumulation of heavy metals in sediments.

Several authors have reported on specific sampling studies which indicate some of the statistical problems. For example, Hartzbank and McCusker (1979) determined the number of replicate samples required at various offshore locations in order to estimate a 50 per cent change in the mean population of dominant benthic species with a probability level of 90 per cent. In some areas, it would require 20-52 replicate samples at each sample location. In another case, Sharp and others (1979) showed how comparisons of indices of natural variability were used to reduce 11 sampling stations to one without seriously affecting the statistical interpretation of the results.

The scientific community has provided some warnings on the potential implications of ignoring proper statistical procedures. For example, a group of marine scientists considering environmental assessment needs for developments on Georges Bank (Anonymous, 1974), cautioned that "a conservative approach should be taken towards additional data gathering projects. Without careful statistical controls sensitive to normal variations in the marine environment, baseline information can prove meaningless and merely divert resources away from more significant endeavours." In another case, researchers studying the results of 39 individual monitoring programmes for three nuclear power plants in the United States (Gore *et al.*, 1979) showed that "field programs may have been inadequate to detect changes, due to infrequent sampling, inadequate number of control stations, little or no pre-operational data, station location changes, sampling gear changes with no overlapping calibration factors or inconsistent reporting of results." In short, a waste of time and money.

"The problem you have with survey data is the variability, and there is no guarantee that, unless you do something very specific, the pre-operational data will be tractable."

"For the most part, you are only sampling and measuring noise in the ecosystem. There is so much variability that you must have huge sample sizes, and sample over large areas for a relatively long period of time, to be able to pick up a signal."

"The concept of 'long-term mean' is ridiculous — you don't average the data from a number of consecutive years. This is time series data that may already exhibit a trend."

"You must keep the concept of trend in mind as well as the envelope of variation."

MODELLING

There was widespread agreement among workshop participants that conceptual and quantitative modelling are very useful and appropriate scientific tools for impact assessment studies. This view has been well substantiated in many treatises on modelling for impact assessment (e.g., Jeffers, 1974; Gilliland and Risser, 1977; Holling, 1978; Ward, 1978; Munn, 1979; Barnthouse and VanWinkle, 1980; Fritz *et al.*, 1980; Kumar, 1980). Yet our review, and other reviews of environmental impact assessment reports, indicate a limited and sporadic use of either conceptual or quantitative modelling. One can only speculate on the reasons contributing to this lack of modelling in assessment studies. It is certainly not because of a dearth of guidance on how to use these tools in an assessment; the above-noted literature is only a fraction of what is available on this

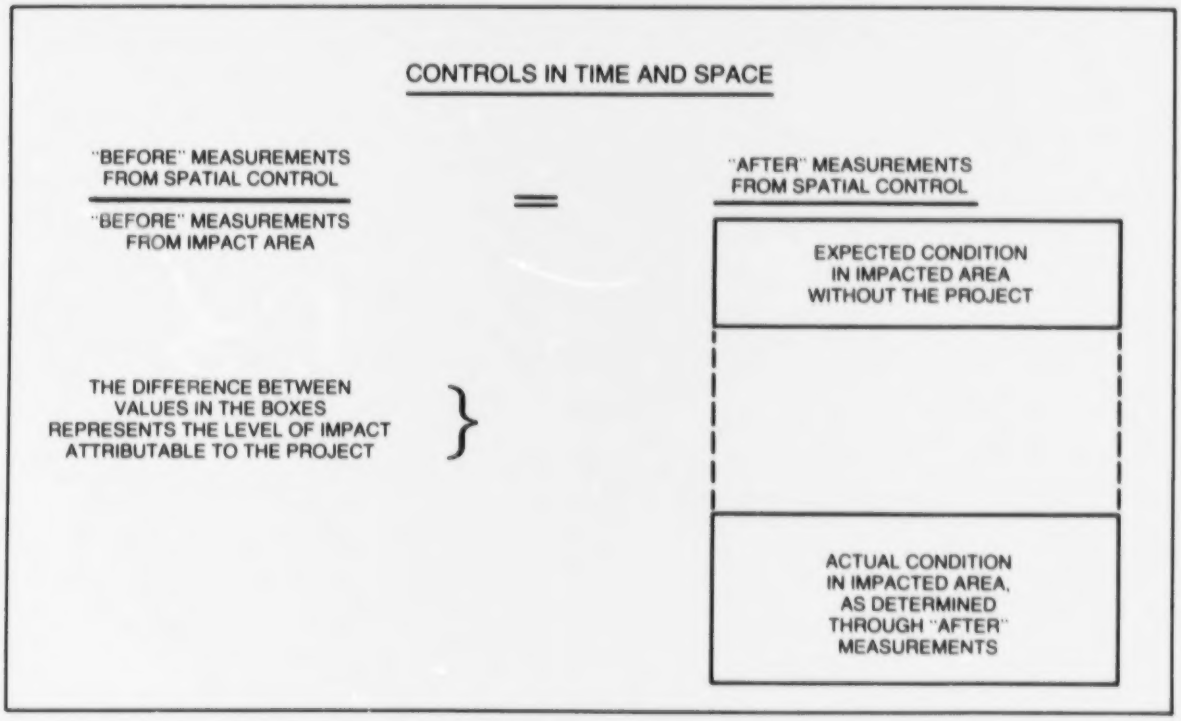


FIGURE 8-3 CONTROLS IN TIME AND SPACE IN EVALUATING IMPACTS

subject. Perhaps a general perception that modelling is very difficult to undertake (which in many cases may be true), coupled with the general view that adequate assessments can be undertaken without modelling, account for this shortcoming.

A model can be considered an incomplete or simplified representation of reality (Regier and Rapport, 1977; Barnthouse and VanWinkle, 1980). For the purposes of this report, we distinguish between two broad (but often related) classes of modelling. The first, conceptual modelling, is often descriptive in nature. The second, quantitative modelling, is by definition a mathematical exercise, and often fulfills many of the same functions as descriptive modelling, as well as a few other key functions.

"It's been my experience that you can't take a model off the shelf and make it work. And it's unreasonable to expect a proponent to develop a big model."

"We should differentiate clearly between two types of modelling — mathematical simulation modelling, and intuitive modelling, which is conceptual."

Conceptual Modelling

It is difficult, if not impossible, to find any written material or oral commentary offered at the workshops, which frowns on the early use of conceptual modelling in impact assessment. The list of advantages and functions provided by such modelling is long and includes: (i) identification of conceptual errors, (ii) identification of factors requiring study, (iii) assistance in formulating hypotheses, (iv) organization of ecological relationships, (v) synthesis of ideas, (vi) communication of information, and (vii) identification of potential impacts (Gilliland and Risser, 1977; Holling, 1978; Ward, 1978; Fritz *et al.*, 1980; Kumar, 1980).

We recognize that conceptual modelling can be a very complicated task and fraught with frustation. This is clearly evidenced by the failure of many of our workshops to conceptualize adequately the project-environment interactions during our analyses of realistic but hypothetical development scenarios. Among other reasons, this may have been because of the general difficulty that most discipline-oriented professionals have in thinking in a conceptual, interdisciplinary mode. Also, our workshops did not provide sufficient time or the appropriate resources for the participants to actually develop conceptual models. We believe that under suitable conditions (most of which can easily be fulfilled in any environmental assessment exercise) conceptual modelling can be undertaken successfully and would provide some much needed direction and focus for impact assessment studies.

"We are certainly at the stage now where we can put the conceptual model on the table."

"Models perform the function of showing the areas of our greatest ignorance!"

"Models are teaching tools, and should be incorporated more often into assessment activities."

Quantitative Modelling

Considerably more controversy arose in the workshops over the application and utility of quantitative modelling in environmental assessment. Both the workshop discussions and the publications identify a host of purposes for, and benefits from, quantitative modelling exercises in impact assessments. Some of these include (i) forcing assumptions to become explicit, (ii) formulating and testing hypotheses, (iii) identifying knowledge needs and thus guiding data collection, (iv) forcing careful, unambiguous system description, (v) bookkeeping of data, (vi) organizing concepts and ideas, (vii) testing impact scenarios, (viii) making impact predictions, (ix) suggesting appropriate mitigation, and (x) providing an effective teaching and communication tool (Jeffers, 1974; van Keulen, 1974; Walters, 1975; Gilliland and Risser, 1977; Holling, 1978; Ward, 1978; Ogawa and Mitsch, 1979; Kumar, 1980; Marsan and Coupal, 1981).

Additional advantages of quantitative modelling are that (i) it is highly cost-effective compared to other study tools for impact assessment and (ii) it is a non-perturbing and non-destructive method of investigation (which may be morally important for examining effects on high-profile species and humans). While Pielou (1981) argued that ecological modelling historically may have played too large a role in theoretical and academic ecology, we feel that such modelling, especially when coupled with experimental studies, can and should play a much larger role in environmental impact assessment.

The major cautionary note to be levelled at quantitative modelling concerns its predictive power (Cooper, 1976; Regier and Rapport, 1977; Holling, 1978; Marsan and Coupal, 1981). The general message, which equally reflects the opinion of many workshop participants, is that quantitative models may provide reasonably solid predictions for the physical fate of pollutants and perhaps for some first-order biotic effects which are directly linked to physical changes. However, ecological effects modelling is generally considered to be unreliable for the purpose of predicting impacts.

"You can use models in impact assessment to identify 'limiting factors' and 'critical levels' of species."

"Modelling on a computer takes little time and money in relation to its beneficial aspects."

"The purpose of computing is insight, not numbers."

"In many instances, you have no choice but to use mathematical simulation. For example, if we examine public hazard from an explosion or a fire, you just cannot do an experiment!"

"Most people now say that simulation activities are mostly valuable because they have the power to generate hypotheses."

Recent Applications

Quantitative modelling, especially computer simulation modelling, appears to be used on a somewhat regular basis in certain specific aspects of environmental impact assessments. Many of these applications deal with physical transport mechanisms operating in the atmosphere or in water bodies. For example, computerized slick trajectory models are commonly employed for predicting the movement of accidental oil spills in the marine environment (e.g., Imperial Oil Limited *et al.*, 1978; Norlands Petroleums Ltd., 1978; and Martec Limited, 1980). Another common application is for the prediction of air quality and of the fate of aerially discharged emissions (e.g., Beak Consultants Limited, 1979; Eldorado Nuclear Limited, 1979; and Hatch Associates Ltd., 1981). Finally, quantitative modelling is used regularly to examine hydrological and ecological changes expected to occur in new reservoirs of large hydroelectric developments (e.g., Beak Consultants Limited, 1977; and Thérien, 1981).

While the use of ecological modelling is very limited in environmental impact assessment (except perhaps in predicting impingement and entrainment impacts from thermal power plants), there is a substantial body of experience in the use of such modelling for resource management problems and environmental impact research. Of special significance in this regard is the study approach developed at the University of British Columbia over the past two decades. The approach normally employs two basic elements-computer simulation modelling and interdisciplinary workshops. The modelling exercises are usually a combination of conceptual modelling and quantitative modelling as described above, and as such they reap the benefits of both.

A number of recent publications (e.g., Walters, 1975; Holling, 1978; Hilborn, 1979; Jones *et al.*, 1980; and Truett, 1980) have discussed the successes and failures of numerous case studies in which the so-called Adaptive Environmental Assessment and Management philosophy has been applied. In early 1982, a workshop sponsored by the federal Department of Environment to review applications of, and the future prospects for, the modelling-workshop approach revealed that the approach has been applied in over 60 instances. In spite of some dismal failures, it has apparently been successfully applied to several research planning efforts, resource management and policy analyses, ecological syntheses and environmental impact studies. Of particular importance to this report was the workshop conclusion that the modelling-workshop approach has very broad applicability in the conduct of environmental impact assessments. However, the workshop participants did not present any reasons why the approach has not been more widely adopted in Canada.

PREDICTION

Participant A

"We should be getting away from the idea of impact prediction."

Participant B
"But that's what you guys want!"

Participant C
"I know that's what they want, but they can't have it."

Participant D
"Are you also saying we should get away from assessment?"

Participant A
"Assessment we do want; prediction we don't want."

Participant D
"If we are not going to talk about prediction, we may as well go home!"

(Pandemonium followed)

In the minds of most participants at the workshops, and as generally reflected in the printed material, environmental impact assessment is equivalent to impact prediction — prediction of the changes from baseline conditions as demonstrated by the results of post-development monitoring. The frustrations experienced by the applied scientists in attempting to get a reasonable description of environmental variables during baseline studies often build to a sense of futility when they are faced with the need to predict how these variables will change. As Moss (1976) pointed out, the challenge is not to make predictions, but to make *accurate* predictions, which implies that they can be tested. From this technical perspective, prediction is the 'Achilles' heel' of environmental impact assessment. This was clearly reflected in the workshops by the tendency of most participants to mentally jump from baseline studies directly to monitoring, ignoring the details of the crucial step between the two.

Not surprisingly, our track record in making testable predictions in environmental impact assessment is dismal. The apparent reluctance or inability to make quantitative predictions is probably the combined result of the state-of-the-art in theoretical and applied ecology, the limited use of appropriate experimental and modelling approaches, the limitations imposed by time, money or assessment objectives, and the limited expertise and capabilities of individuals undertaking assessments. In any event, predictions in assessment reports usually have amounted to generalized or vague statements about the possibility of certain conditions occurring. Our critical evaluation of Canadian impact assessments showed that less than one-half included recognizable predictions, and the majority of these were generalizations, the accuracy of which could not be determined.

Canadian impact assessments are not unique in this regard. A recent report of post-development audits of North Sea projects (Anonymous, 1981b) listed a number of vague predictions concerning the effects of oil on seal breeding sites, all from the same assessment:

(a) The oil handling terminal should, however, have no marked effect on the seal populations in the Flow, unless oil was washed onto the breeding sites.

(b) Seals might be affected by the mechanical effect of oil release if slicks of oil were allowed to reach shores during the breeding season when cows and pups are immobile.

(c) Seal populations could be seriously reduced if an oil release took place during the breeding season.

In the same study, an audit of two petroleum handling facilities showed that out of 545 predictions, less than 9 per cent were verifiable. Similarily, Andrews (1973), in reviewing impact assessments in the United States, noted the almost exclusive use of the descriptive approach as opposed to attempts at prediction.

In general, we can expect more accurate and quantitative predictions of project-induced changes in the physical environment since our ability to model physical systems is relatively well developed. However, most predictions of biotic impacts are based on certain assumptions concerning physical changes; in effect, they are second-order predictions. Therefore, predicting even so-called direct impacts in biotic systems involves a much greater degree of uncertainty. Added to the difficulty in predicting long-term, distant impacts at the higher levels of biological oragnization is the overriding constraint posed by stochastic events, which, by definition, cannot be predicted (Moss, 1976), although their influence can be incorporated into simulation models (Hilborn *et al.*, 1980).

Throughout the general discussions at the workshops, the terms 'orders of magnitude' and 'long-term trends' were often used with regard to the determination of impacts in general. These phrases probably convey the level of confidence in prediction held by the participants, given the natural variability of most natural systems, the time and money constraints imposed on most assessments and the limits imposed by their familiarity with the state-of-the-art in predictive theory. This perspective is also expressed by Auerbach (1978) who suggested that "ecologists have an obligation to predict effects quantitatively, at least with respect to duration and order of magnitude."

In spite of the above constraints, there is substantial room for improvement in predicting the biological results of man-induced perturbations within the context of environmental impact studies; our limited capability to predict is no excuse for the current boycott of effort in this regard. The following steps would result in substantial improvements:

(a) Environmental impact assessments should be designed to *attempt* quantifiable predictions, making use of experimental approaches and modelling exercises.

(b) Assessment studies should focus on environmental components which represent the best compromise between predictability and the information needs of decision-makers. We should consciously try to improve our basis for prediction before extrapolating through professional judgement.

(c) Assessment reports should clearly indicate the basis upon which each prediction is made. While such bases may legitimately fall anywhere along the con-

tinuum from firm predictions, through forecasts based on experience or professional judgement, to outright guesses, it is essential that all parties involved in impact assessment have ready access to such information.

"This is one of the places where I think ecologists have been irresponsible. They will NOT do their best evaluation of the 'reasonable high and reasonable low' limits of a prediction, because they say it can't be done. Yet the decision-maker doesn't have that option — he absolutely, unequivocally needs estimates of these limits."

"We can predict that an impact will occur, but we can't quantify it."

"Let's face it — nobody can 'predict' on the basis of a two-year EIA!"

"A lot of people are trying to predict yields from semi-controlled ecosystems such as in agriculture, and they are having difficulty. In uncontrolled ecosystems, where our knowledge is still very imperfect, our expectations for prediction shouldn't get too high."

"I make a separation between an analytical, quantitative equation where you put in numbers and you want the scientific validity to justify what you are doing, versus asking some fisheries biologist with 40 years of experience what he thinks will happen."

"It seems as if the physical scientists are the only ones able to predict with any confidence."

STUDY DESIGN

The scientific studies in support of an environmental assessment should be guided by the need to answer specific questions. The impact assessment practitioner can choose from among a wide variety of study designs and tactics in order to meet his information needs. Examples of such tactics include reconnaissance level surveys, detailed resource inventories, perturbation experiments and studies in support of simulation modelling. The key is to select an efficient mix of studies to fill the knowledge gap. Once particular study types are decided upon, the assessment scientist must apply the accepted scientific standards and procedures appropriate for each type of study.

The particular sequence of steps to be used in any impact assessment is not of critical importance here. In this report we do not present a detailed approach to impact assessment studies; examples of such approaches are already available in the writings (e.g., Holling, 1978; Truett, 1978; Ward, 1978; Boesch, 1980; Fritz *et al.*, 1980; Sanders *et al.*, 1980; Hinckley, 1980; and Rosenberg and Resh *et al.*, 1981). Also, many workshop participants volunteered their personal approaches to impact assessment studies. Any of these approaches may be successfully applied or adapted to a wide variety of assessment studies. We wish to emphasize that the practitioner must appreciate the technical implications of the study design chosen and the utility of the information the study provides. Reconnaissance surveys have their own set of technical requirements and provide different inputs into the overall impact assessment when compared with pilot-scale perturbation experiments. For example, a reconnaissance survey may contribute to the conceptual understanding of the environment and be accomplished in a very short time in a descriptive fashion. On the other hand, the pilot-scale experiment implies a need for rigorous hypothesis testing and statistical validity and probably a great deal more time. In a similar way, the technical characteristics of studies designed to provide input data for simulation modelling may differ markedly from the scientific requirements of implementing a baseline and monitoring programme, which uses the project itself as the perturbation in an experimental context.

It is evident from the literature and from discussions at the workshops that impact assessments often suffer not only from poor technical design of field investigations but also from studies which serve no particular purpose. Hilborn and Walters (1981) discussed a number of reasons why traditional baseline and process studies fail to provide the information needed to predict environmental impacts. They aptly labelled such traditional pre-project environmental studies as 'helicopter ecology.' Ward (1978) agreed with these criticisms in her treatise on experimental impact assessment studies, and she succinctly described two common approaches to environmental assessment taken by some consultants, namely, the 'busy taxonomist' approach and the 'information broker' approach. As mentioned previously, Rosenberg and Resh and others (1981) identified several shortcomings of impact assessment studies that are within the control of the practitioner; specifically, two of these faults are (i) the very superficial nature of the research conducted and (ii) the use of inappropriate types of studies in support of impact prediction. These authors advocated the replacement of surveys and intuition with quantitative experimentation and simulation. In summary, the scientist must use whatever study tools are available to provide the information needed for the impact assessment, whether that information is needed for general understanding of the environment, as a basis for specific impact predictions, or to further the state-of-the-art in impact prediction for similar projects in the future. What must be kept foremost in mind is that each study tool has its own specific scientific and technical requirements and that each contributes to environmental impact assessment in a different way.

Experimentation

"In instances where you have no basic data, I think experimental manipulations are absolutely essential."

"Experiment money is money well spent!"

"You need to use as much experimental design in EIA studies as possible."

"The next step is to develop a set of testable hypotheses that postulate how the planned action affects the important environmental attributes."

The use of laboratory and field experiments has great applicability in environmental impact assessment (Fahey,

1978; Ward, 1978). The classic experimental design, however, can seldom be properly applied to field studies because of difficulties in establishing control sites (Cowell, 1978) and in demonstrating replicability (Eberhardt, 1976). Nevertheless, the use of hypotheses and statistically based designs are sorely needed in assessment studies, even if they will not conclusively demonstrate cause and effect relationships (Gore *et al.*, 1979; Sharp *et al.*, 1979; Fritz *et al.*, 1980; Giddings, 1980).

The testing of hypotheses is fundamental to all forms of experimentation. A hypothesis is usually grounded in a concept or assumption and involves a level of specificity and preciseness beyond that implied by a general question. In the words of Green (1979), as an investigator you must "be able to state concisely to someone else what question you are asking. Your results will be as coherent and as comprehensible as your initial conception of the problem." If an experimental approach for environmental impact assessment were adopted more often, it would lead to a more focussed study effort since the need to establish testable hypotheses forces a refinement in one's thinking. One of the most obvious shortcomings in impact assessment studies is the lack of clear direction; it is more common to pose some vague questions which lead to equally vague answers. The resulting negative influence on impact assessment was clearly stated by Fritz and others (1980) in their development of a strategy for assessing the impacts of power plants:

> "The process of generating and testing hypotheses has, for the most part, been ignored by those assessing impacts of power plants. This failure may account for the relatively inconclusive results produced in environmental assessments and for the controversies that have arisen over estimates of the environmental impacts of power plants."

It would be unrealistic to suggest that all questions posed in an environmental impact assessment could be set in the form of a null hypotheses so common to statistical analyses. Rather it is the *process* of refining a generalized question into a form which requires a specific, preferably quantitative, answer which is important. For example, the participants at one workshop, in considering the impacts of a proposed dam, started by posing the question, "What would be the impacts of the dam on the fish resources of the river?" After considerable discussion, they eventually agreed that a more appropriate question to guide the study effort would be, "What percentage of available Arctic char spawning habitat would be lost given a 0.5 metre reduction in the water level of the river during the month of September?"

Pre-Project Experiments — Predictions based on the results of experiments conducted before project commitment can provide a strong scientific basis for influencing decisions. Laboratory experiments, such as toxicity trials, can be conducted under controlled conditions and the analysis of results can conform to good statistical practices. However, as explained in some detail by Ward (1978), the major problem lies in extrapolating the results to field conditions. Thus, in the context of impact assessment studies, laboratory experiments should be conducted in conjunction with, or be guided by, field investigations and modelling exercises.

An example of the use of laboratory studies in an environmental assessment for a Kraft pulp mill in Northern Quebec was described by Eedy and Schiefer (1977). Simulated mill effluent was used in conducting toxicity and behaviour experiments on a number of freshwater fish species. Another type of controlled laboratory study that has application potential in environmental impact assessment is the system microcosm. Briefly, microcosms are artificially created, small-scale models of natural ecosystems. Microcosms have several advantages over field studies including practicality, controllability, replicability and ease of manipulation (Ward, 1978). They can range in size from small laboratory containers to large enclosures. For example, Heath (1979) examined the response of aquatic microcosms in Erlenmeyer flasks to cadmium stress, concluding that the "holistic investigation of such systems is a sensitive and rapid means of assessing stress at the community level of organization." At the other extreme, microcosms of 1700 cubic metres maximum volume have been used in controlled ecosystem pollution experiments (Ward, 1978). The use of controlled ecosystems (microcosms) have also been adopted for research on larvae and juvenile populations of fish (Anonymous, 1980b).

In our opinion, on site pilot-scale perturbation experiments may be the most realistic and productive avenue to pursue in impact assessment studies. These seem to be generally accepted in the engineering field where fully-instrumented test facilities, such as pipeline loops in the Arctic, provide data of direct use in project design. Although there are some examples where it has been effectively used in environmental impact assessment, it offers much greater potential than is now being realized.

Figure 8-4 shows how such pilot-scale experiments can be incorporated into the general sequence of impact assessment activities. Although not directly associated with a particular environmental impact assessment, the Baffin Island Oil Spill Project (BIOSP) is an example of such experimentation. The results should be of great value to all future assessments in the north in predicting the impacts of oil spills on Arctic nearshore marine ecosystems. On the other hand, relatively simple experiments might suffice. For example, as part of the assessment studies for the proposed Alaska Highway gas pipeline, experimental plots were established at locations along the proposed route to test the suitability of various species and fertilizer for a revegetation programme.

> *"I would say very definitely that there is a great need for more experimental studies for EIA. BIOSP is an excellent example."*

> *"There are three kinds of studies I would do for prediction — mathematical simulation, laboratory studies and* in situ *experiments."*

The Project in an Experimental Context — Considering the project itself in an experimental context forces both a recognition of our limited capabilities to predict ecological events and a recognition of the the need to translate the ill-

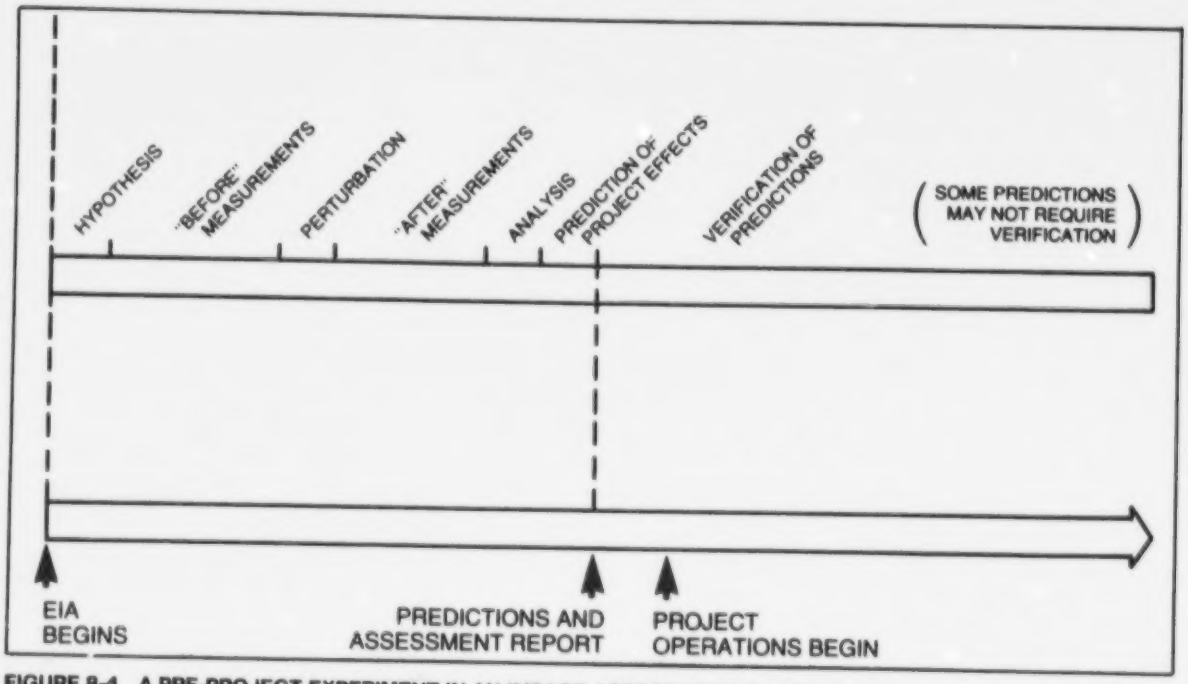


FIGURE 8-4 A PRE-PROJECT EXPERIMENT IN AN IMPACT ASSESSMENT CONTEXT

defined jargon of environmental impact assessment into an experimental context. As shown in Figure 8-5, this means that initial literature reviews and reconnaissance surveys should be directed towards the establishment of working hypotheses. In the words of Fritz and others (1980), "Perhaps the most important facet of system conceptualization is the formulation and formalization of hypotheses."

In such an experimental context, baseline studies would become statistically adequate measurements of selected environmental variables before project initiation — in effect, a statistical definition of the natural variability of phenomena of interest. This would be a major departure from the current dominance of undirected descriptive exercises conducted under the banner of baseline studies.

The prediction of future impacts would be cast in the form of revised hypotheses, the testability of which would be assured by reference to pre-project measurements. Unfortunately, this is where most of our current project 'experiments' have been terminated; the treatment is applied but the experimental study ends.

From a scientific point of view, the objective of monitoring is to test hypotheses. Both in the minds of the workshop participants and in the literature there is a strong relationship between monitoring and baseline studies. For example, Hirsch (1980) defined a baseline study as "a description of conditions existing at a point in time against which subsequent changes can be detected through monitoring." More specifically, a group of research scientists reviewing impact assessment requirements in the off-shore marine environment suggested that baseline studies be designed, "to provide insights into the normal variability of phenomena such that appropriate monitoring programs can be designed" (Anonymous, 1975). In order to test an hypothesis, the same statistical requirements would have to apply to 'after' measurements as to 'before' measurements.

The importance of attempting to establish an adequate baseline cannot be overestimated. Its absence places the interpretation of the results of an operational-phase monitoring programme in serious jeopardy. For example, Sage (1980) discussed the environmental impacts from a subterranean rupture of the Trans-Alaska Oil Pipeline in 1979. It was presumed that more than a thousand barrels of crude oil entered the Atigun River. Because of the absence of suitable baseline data, Sage concluded that "the actual effects of the oil on fish and other aquatic species of the Atigun River will probably never be determined."

It is only in this experimental context that the scientific implications of environmental impact assessment have their full meaning. According to many workshop participants and a number of authors, the knowledge that the accuracy of impact predictions will not likely be determined leads to an overall downgrading of the scientific foundation for all aspects of assessment studies. Vague predictions do not require data from statistically valid sampling programmes, nor are such predictions generally testable in a quantitative sense. Although the idea of project experimentation as oulined above often may not be applicable in its total concept, a general acceptance of the principle would result in a

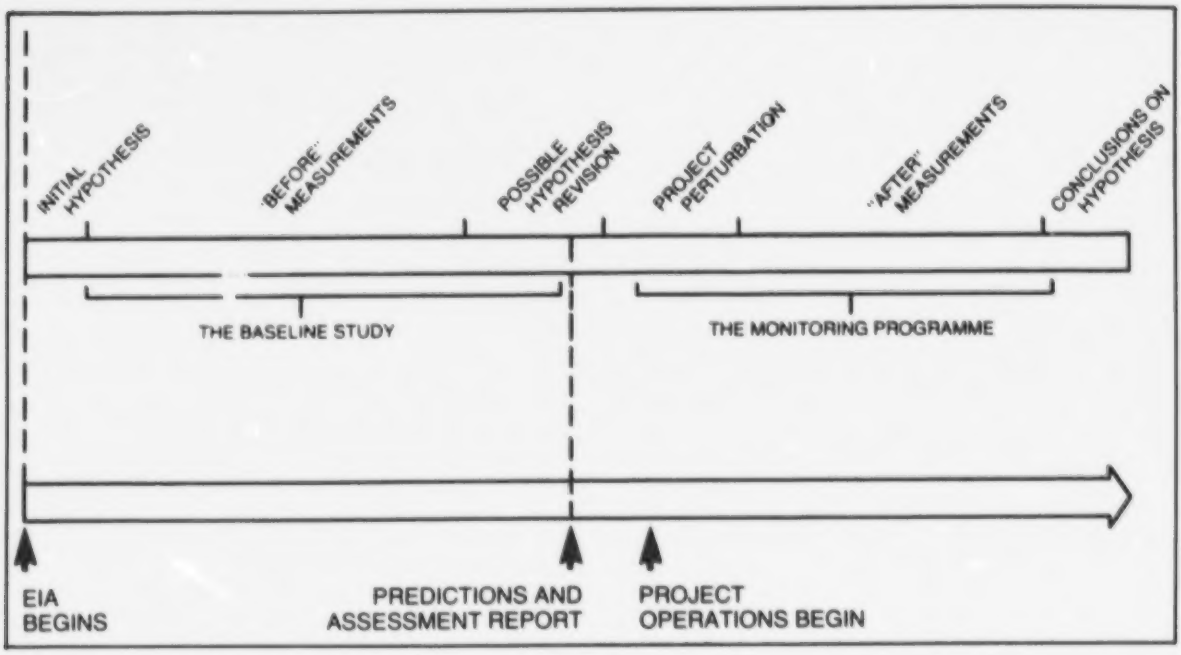


FIGURE 8-5 AN EXPERIMENTAL CONTEXT FOR STUDYING PROJECT EFFECTS

major improvements in the entire range of impact assessment studies.

An excellent example of studying a full-scale project experimentally consists of a long-term investigation into the effects of the Upper Salmon Hydroelectric Development in Newfoundland on local caribou herds (Mahoney, 1980; Newfoundland and Labrador Hydro, 1981a). Behaviour, migration and distribution studies were undertaken for a two-year period prior to construction, continued for a two-year period during the construction phase and will be continued for two years after the project begins operation.

Examination of Similar Projects

The concept of studying previously completed developments also has application potential in environmental impact assessment. There are some obvious drawbacks, mainly the lack of pre-project data. However, there may be situations where reference sites within the general area, but not influenced by the project, could give some indication of original baseline conditions. For example, during one of the workshops dealing with the disposal of radioactive wastes, it was suggested that measurements of existing levels of radioactivity within and outside the sphere of influence of existing projects could provide useful information on the levels to be expected from a proposed development. Likewise, studies of impoundment conditions above existing dams may provide useful information for estimating the timing and magnitude of impacts expected to occur after the completion of a new dam. In this respect, the long-term physical and biological consequences of dam construction in temperate latitudes are reasonably well known (Lowe-McConnell, 1973; Baxter, 1977; Baxter and Glaude, 1980) and, as of 1972, there were about 80 major hydroelectric projects in Canada that could be examined (Efford, 1975).

In closing this section, we stress the need to adopt a variety of experimental approaches to impact assessment studies. The essence of environmental impact assessment is to accurately predict project-related changes in selected environmental variables. This can best be achieved by combining the lessons to be learned from similar projects, by the use of laboratory or field experiments where appropriate and by studying the project itself in an experimental context.

"It is acceptable for an EIA to admit that prediction is not possible — in that case, the project should be treated as an experiment, with monitoring to test hypotheses. At least you'll be able to build the next project a little better."

"In the future, we will probably get more useful data from using projects as case histories and as experiments than we will from pre-project experimental programmes."

"In my view, EIA should take the form of pilot-scale developments."

"We should adopt the following principle for EIA — 'look at other projects of a similar nature'."

"Let's get back to using case studies!"

9 — DEVELOPING AN ECOLOGICAL PERSPECTIVE

LESSONS FROM EXPERIENCE

"The challenge we have in impact assessment is to find the best regrouping of scientific tools and disciplines to fit the EIS needs."

"We should study the pertinent where possible, not study whatever possible and then decide on the pertinence."

"I believe a well-informed group of scientists, given a week or two of time, could produce just as good an EIS as two years and millions of dollars spent on our current type of baseline studies. The EIS would then recommend a couple of well-directed studies in support of the overall assessment."

"An ecological focus in impact assessment is not necessarily an ecosystem focus."

"We should only focus on the community and ecosystem levels where necessary for special emphasis; however, our current knowledge at these levels does not lend itself to prediction."

"I think it would be unwise to dispense entirely with the concept of ecosystem in impact assessment, especially for unique systems like estuaries and wetlands."

An upgrading of the ecological basis for assessment studies is not a panacea for all that ails environmental impact assessment in Canada. Nevertheless, it can be argued that the notion of impact assessment is equivalent to applied ecology. Adherence to basic ecological concepts whenever possible could be a major factor in focussing the considerable efforts now expended in assessment studies. Thus, the ranking of ecological studies by priority to be undertaken should reflect, in part, the extent to which the science of ecology has developed a conceptual or theoretical knowledge base for the particular natural phenomena of interest. The ecological concepts considered most applicable should be used in organizing and designing the studies, provided the concepts are well enough understood and can be applied within realistic commitments of time and resources.

The result should be a more limited and focussed study effort based on a compromise between the information needs of the decision-makers, and what a sound, short-term applied science programme can provide. In the case of pre-development studies, the most immediate need is for greater efforts at developing the appropriate conceptual framework and ecological rationale to guide the design and conduct of the studies in a more efficient manner. In post-development monitoring programmes, the time factor is somewhat less of a constraint; however, similar ecological frameworks must be established at the outset since the utility of monitoring results depends on the design integrity of initial studies conducted prior to project initiation. Finally, the basis for impact prediction can be strengthened through an emphasis on understanding ecological functions and processes.

The remaining chapters in this part of the report provide a number of examples where ecological concepts have been suggested or used in impact assessment studies or closely allied activities. They reflect the intuition and imagination of the investigators involved and demonstrate the potential scope for developing ecological approaches to impact assessment studies. Although such examples of ecological approaches provide the most tangible direction to those involved in environmental impact assessment, there are a number of general lessons which can be drawn from experience. These generalizations reflect the scientific requirements reviewed in the previous sections as well as some ecological considerations with respect to setting objectives for environmental impact assessment and organizing the component studies. Those involved in conducting or reviewing impact assessments would do well to consider the implications of the following lessons to their particular studies before embarking on expensive and time-consuming data collection programmes.

(a) Always strive to develop a study design which assumes an opportunity to measure changes after project initiation.

The assumption that post-development monitoring will be undertaken (irrespective of whether it actually is) will force the investigators to be more judicious in choosing the environmental components to be studied. Careful consideration will have to be given to the possibility of obtaining reasonably accurate measurements within the time available, as well as the degree to which the components are expected to be affected by the project. If it is not assumed that monitoring will be conducted, it is unlikely that an appropriate basis for measuring change will be established at the outset.

(b) Strike a compromise between studying the valued ecosystem components and the nearest surrogate components for which useful predictions are possible; use professional judgement to extrapolate from the predictions to the valued ecosystem components.

For a variety of reasons, it is often not possible to predict with any useful degree of accuracy the effects of a project on the species of interest to the general public. In such cases, studies should be focussed on physical or biological variables which are closely linked to such high-profile species, and which are amenable to experimentation and modelling. It would then be necessary to extrapolate the

results of such studies through expert opinion to the valued ecosystem component. Such an approach would acknowledge our limited capabilities for predicting biological impacts at higher levels in the trophic structure and would separate advice based on facts from conclusions based on professional judgement.

(c) Take maximum advantage of the information which can be obtained from natural or man-made occurrences and natural records.

Wherever possible, a retrospective analysis of the effects of previous events, either natural occurrences or human activities, relevant to the planned action should be conducted. Such studies could provide valuable insights into the environmental effects expected from projects involving similar perturbations. Likewise, every effort should be made to extend baseline data backward in time through an analysis of the evidence of past conditions as recorded in the growth of organisms or in the physical and biological accumulation of material.

(d) Focus numerical data collection programmes around a statistical definition of the natural variation of environmental components in space and time.

In general, the reliance which can be placed on a sample measurement is related to its resolution in a statistical sense. Without adequate statistical definition of variables, there is no objective way to separate project-induced changes from natural variability.

(e) Refine a hunch concerning a potential impact until it can be stated as a specific question for which a numerical answer is possible, or stated as a hypothesis which can be tested.

The posing of vague questions is an indication of the general focus for the study effort. If it is not possible to state with some degree of clarity the problem at hand, then one is not likely ready to attempt a solution. An early attempt to develop specific questions will not only ensure that the entire study effort is thought through beforehand, it should also increase the utility level of the information generated.

(f) First attempt to predict project-induced changes in physical and chemical components and their direct impacts on organisms. Then focus attention on indirect effects operating through changes in habitat or food.

Physical transport and fate models are, in general, much more reliable as predictive tools than models incorporating biological phenomena. Since the biological components of ecosystems normally respond to changes in physical or chemical components, it makes sense to attempt initially to understand these latter changes. Environmental impact assessments often focus on habitat as the main link between abiotic and biotic components of the ecosystem. Experimentation or modelling or both should be attempted to translate the loss of habitat into long-term implications for the important species.

(g) It may be as important to consider the long-term potential of the ecosystem (or components of it) to recover from an expected impact, as it is to predict the initial outcome of the perturbation.

All too often environmental impact assessments get caught up with impacts as such, rather than the ecological consequences of the impacts. Intuitively, we should be cautious about disturbing natural systems which are thought to have low levels of resilience. Some initial attempt to characterize ecosystems from this perspective could substantially influence the levels of effort directed towards impact predictions.

"Sediment analysis serves as a good historical record. EIA should always try to capitalize on natural archives."

"We need to have a clear fix on the physical aspects of the project before we can ask specific ecological questions."

"A study design, and thus the inferences that can be made, is shaky when a study begins in earnest only after an upset has occurred."

"Too often the questions asked in EIA are so general that they cannot be answered."

"The first checklist to make when beginning an impact assessment is one of all the persons who could conceivably have anything to contribute or say about it."

"An assessment for a polluting project should begin by looking at crude mass balances."

CONCEPTUALIZING THE PROJECT AND THE ENVIRONMENT

The Project

It is common for those conducting environmental impact assessments to be directed to, figuratively speaking, 'overlay the project on the environment.' This is normally used as the rationale for obtaining detailed information on the various aspects of the project as soon as possible. Eventually, such information would be required in order to design in detail the required assessment studies. However, as emphasized by a number of workshop participants and authors (Holling, 1978; Fritz *et al.*, 1980; Kumar, 1980; Truett, 1980), there is a need to attempt to conceptualize the project-environment interactions at an early stage in study design. Such a conceptualization effort should help to establish the most appropriate overall study framework within the contexts of ecology and the impact assessment process.

Concepts are simply aids to understanding. There may be several correct concepts for any particular phenomenon, although some may be closer approximations of reality than others. The above-noted authors have provided a number of examples where conceptual approaches were developed for various projects and resource management problems; the reader is encouraged to refer to their publications for detailed descriptions. In most cases, they have

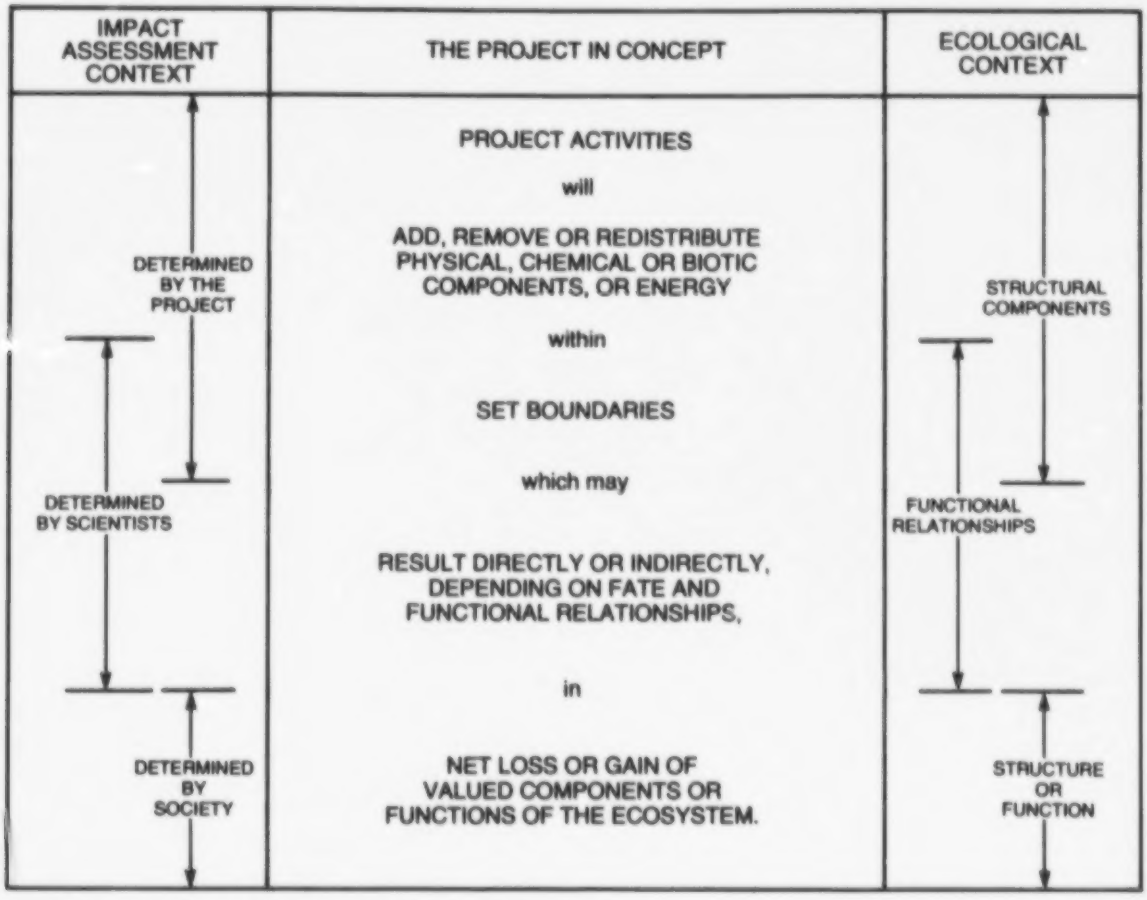


FIGURE 9-1 PROJECT EFFECTS IN ECOLOGICAL AND ASSESSMENT CONTEXTS

suggested that the benefits to the investigators derived as much from the process of conceptualization as from the concepts themselves.

This section outlines a broader conceptual framework which we believe is helpful in placing a project in an ecological and impact assessment context (Figure 9-1). It starts with the basic premise that, from a systems point of view, individual construction or operation activities of a project will result in physical (e.g., sediment, water, minerals), chemical (e.g., oil, pesticides, industrial wastes) or biotic (e.g., crops, predators, diseases) components, or energy (e.g., heat), being introduced into, withdrawn from, or redistributed within a natural system as delineated by set boundaries. It is assumed that the nature and level of the components, or the amount of energy, can be determined from project details. At this stage, the framework reflects the concepts underlying input-output models.

Initially, such additions, deletions or redistributions can be considered to constitute structural changes to the system. In environmental impact assessment, the role of the applied scientist is to determine whether these changes result in losses of valued components of the system. The characteristics of such components, along with the nature of the additions, deletions or redistributions involved, will determine the range of choices available for studying potential direct impacts (the appropriate transport and fate models) and higher order effects (the relevant ecological relationships and functions). These choices, in turn, should lead to a more detailed modelling exercise or a range of laboratory or field experiments or both.

The advantages of even such a basic conceptual framework are obvious. For example, a project activity could involve the addition of a heavy metal to an aquatic system, in known operational or upset amounts. The characteristics

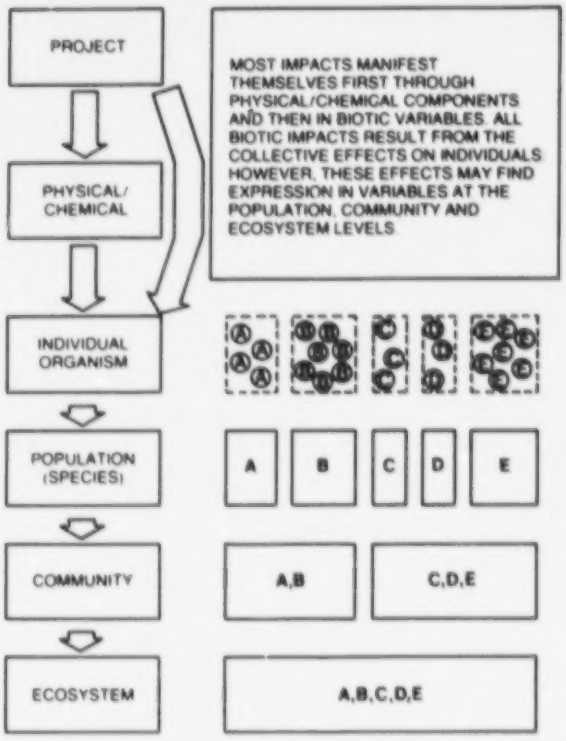


FIGURE 9-2 CHAIN OF IMPACT AND THE STRUCTURAL RELATIONSHIPS OF BIOTA

of the metal would determine the extent to which it could be transported by water or accumulated and transported in sediments or by both means; if they were not known, laboratory or field experiments could provide some guidance. The obvious ecological phenomenon of interest would be bioaccumulation, the application of which would involve dose-response experiments using the identified target species, or food chain studies if trophic linkages were involved. Such focussed activities would also identify the need for specific, quantitative baseline data.

As another example, a project activity such as a drainage programme might be expected to result in the withdrawal of water from an extensive area of wetlands. Hydrologic models could provide the basis for predicting the level at which the lowered water table would be stabilized. The general principles of plant community succession, applied to the species complex in the wetlands and the expected changes in the moisture regime, could be used to predict the future plant community within specified time and space boundaries. Predicting, in any rigorous sense, the effects of the resulting habitat changes on species of concern would be difficult due to the complexity of most species-habitat interactions. Furthermore, it would be unlikely that the effects of the loss of habitat on the longer-term population dynamics of such species could be determined beforehand.

As implied by these examples, the logic sequence resulting from a conceptual framework can be quite simple. On the other hand, the framework presented in Figure 9-1 can be amplified as the functional relationships between the project activities and components of value are developed in more detail; in effect, it becomes a working conceptual model. Regardless of the detail to which this conceptual framework, or any other, is developed by those conducting impact assessments, the resulting studies would have the following advantages:

(a) a separation of the project into manageable parts;

(b) a focus on the nature and the source of the perturbation;

(c) the early establishment of time and space boundaries;

(d) a recognition of the valued ecosystem components within the assessment;

(e) a logical progression from physical-chemical components to biotic components;

(f) the consideration of functional relationships wherever possible; and

(g) a recognizable format within which to present the study results.

Unfortunately, for whatever reasons, it is rare to find an environmental impact assessment organized around any recognizable conceptual framework. This often results in an initial infatuation with the 'pipes and fittings' of the project and the consequent lack of an ecological perspective.

The Environment

It is equally important to conceptualize the environment in an ecological sense, keeping the project firmly in mind. In the tradition of 'overlaying the project on the environment,' the 'environment' usually has consisted of an extensive verbal description, with limited quantitative support, of various structural elements of the system. This gives little direction on how the project may interact with those structural elements, especially the biota. We suggest that an earlier, more conceptual view of the environment would begin to guide the practitioner in identifying important project-environment interactions and in rationalizing the study approaches required to elucidate those interactions.

We present here two generalized conceptual frameworks for the biotic realm of the environment. These frameworks at first may appear rather academic, without much application potential in the real world of impact assessment. However, there is little hope of having advanced conceptual or mathematical models adopted as analytical frameworks until there is some evidence that even basic ecological concepts are being used to advantage. The following discussion will show how simple ecological beginnings can provide some guidance in the approach to, and ultimate design

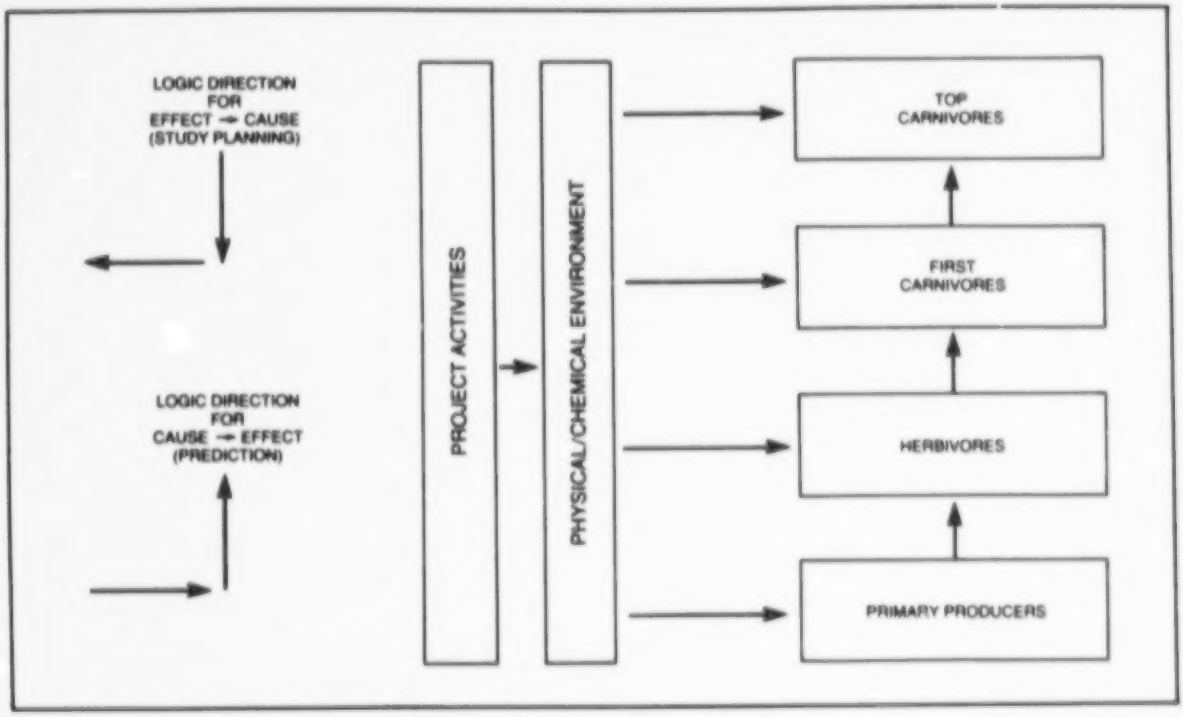


FIGURE 9-3 CHAIN OF IMPACT AND THE FUNCTIONAL RELATIONSHIPS OF BIOTA

of, impact assessment studies. The frameworks described below are not the only approaches to conceptualizing the environment that can be of assistance; several authors (e.g., Fritz *et al.*, 1980; Kumar, 1980) have suggested perspectives on the environment from the point of view of assessment procedures. As well, it was clear at the workshops that many consultants and proponents directly involved with assessments have personal approaches on how to conceptualize the environment. Nevertheless, we present the following frameworks in support of our message that such groundwork must precede study planning so that the field programme and predictive analysis have well-defined directions.

In ecology, we recognize that a population is a special assemblage of organisms of a species, that a community is an assemblage of species populations, and that the total biotic realm within an ecosystem represents either a community or an assemblage of communities, depending on how the ecosystem is defined and bounded. The first framework (Figure 9-2) is derived from a recognition that responses of biota, at any level of the ecological hierarchy, to perturbations are realized through some combination of responses at the level of individual organisms. From an impact assessment perspective, this mode of thinking is fundamental to two basic questions asked by the scientist: (i) at what biological level are the valued ecosystem components in this assessment, and (ii) at what biological level is it possible either to predict or detect the expected perturbation? Unfortunately for everyone involved, the levels often do not coincide. The majority of concerns seem to lie at the population level — how will population X be affected by the project? Occasionally, the concerns are at the level of community or ecosystem; for example, a relict forest community, or a salt marsh ecosystem.

On the other hand, our ability to predict or measure changes due to human activities if often very weak at the level of the population. This may be attributed partly to our lack of understanding of the mechanisms that control population variables, and partly to the extreme natural variability inherent in such variables. Our best chances for accurate prediction and for success in detecting change may lie at the level of the individual organism (and perhaps to a limited extent at the community and ecosystem levels). What the reference framework in Figure 9-2 implies is that in cases where it appears impractical either to predict or measure changes at the population level for a species of concern, it may be expedient first to examine the response of individuals to a project-induced change and then attempt to extrapolate these individual responses into a response at the population level. By conceptualizing the biota in this way one may be guided toward the most promising avenue for study.

Our second framework involves a special look at the trophic structure of the environment in question (Figure 9-3). The linkages between the various levels become very important when dealing with impacts that reach the species of concern through the food chain. The first message from the diagram is that the project, usually acting through the physical and chemical environment, may have its first effect on biota at any (or all) of the levels of the food web. If the level affected coincides with the level of the species of concern, then a food-chain linkage is not implicated. This would be the case, for example, if flightless murres (a sub-Arctic colonial seabird) were to encounter an oil slick during their late summer marine migration. Such direct interactions are often not the case, since (i) species of concern are invariably located high in the trophic structure of their communities, and (ii) projects often interfere with species and ecological functions occurring at the base of the trophic structure.

The workshops generated a substantial amount of discussion on perspectives of the food chain, especially in relation to the direction of examining it — from the top down, or from the bottom up. It appears to us that in planning a study program for an impact assessment, it is expedient first to identify the trophic level of the species of concern (that is, species on which assessment studies will be focussed) as well as the level at which the project is expected to initially affect the biota, and then to identify important processes and feeding relationships (i.e., cause, effect and controlling mechanisms) *down* through the system (see Truett (1978) for a further rationale). On the other hand, in attempting to predict impacts, one would normally trace the impact from the project, through the physical/chemical environment, through the lower levels of the trophic structure (if appropriate) and then to the species of concern. These are opposite directions through the same set of linkages but both appear to have an important place in the consideration of a basic approach to environmental assessment studies.

We have presented these frameworks not because we are promoting them as *the* basis for conceptualizing environmental impacts; rather, we feel that an early and serious consideration of the fundamental constraints and opportunities for assessment studies evident through examining these simple diagrams should force practitioners to contemplate the ecological realities of their proposed study programmes.

"If an individual is not affected by a suspected source of impact, then the population will certainly not be affected."

"The sequence I use in conceptualizing impacts starts with physical changes, and progresses to the bottom of the food chain and then up. But I still have to know what's important at the top so I can decide what to study at the bottom."

"My personal approach is to start with the end-points, which include the important attributes to be evaluated, and then trace these back to the project."

"The trophic structure is a convenient and revealing way to link biota, and since most of what EIA does concerns impacts on biota, it can be very important."

SOCIAL VERSUS ECOLOGICAL SCOPING

Social Scoping

"We definitely need a set of formal sieves to focus on the ultimate ecological concerns."

"You have to give priority what you want to study because you can't study everything. One basis for ranking by priority is to focus on economically and ecologically important species."

"In thinking about a baseline data collection programme, industry first finds out what the public and the bureaucrats are interested in, which usually are population levels."

The term scoping has recently appeared on the environmental impact assessment scene as a result of the 1979 Regulations under NEPA, which require lead agencies to undertake "an early and open process for determining the scope of issues to be addressed and for identifying the significant issues related to a proposed action" (Council on Environmental Quality, 1980). The agencies are to achieve this objective through careful consideration of existing information relevant to the assessment as well as organized involvement of other agencies and consultations with the general public.

This is a somewhat belated recognition of the need to establish clearly the focal points for an assessment at the outset; failure to do so severely limits the probability of obtaining useful and credible results. Scoping, in effect, provides a means whereby the public has a role in translating the policy wording of NEPA, that is, "restoring and maintaining environmental quality to the overall welfare and development of man", into tangible direction for specific impact assessments. A consideration of Figure 9-1 without the bottom element gives an indication of the problems posed for assessment studies when some form of social scoping is not undertaken.

There is no sure way to second-guess the general public on this matter, if for no other reason than that social values change with time. As discussed earlier, the workshop participants collectively provided their opinions on environmental factors which probably influence society's interpretation of importance. Although such social scoping can verge on the philosophical, it can result in concepts that become formal requirements for impact assessment. For example, consider the following quote from the U. S. Atomic Energy Commission's Directorate of Regulatory Standards (USAEC, 1973; as quoted by Eberhardt, 1976).

"A species, whether animal or plant, is 'important' (1) if it is commercially or recreationally valuable, (2) if it is rare or endangered, or (3) if it affects the well-being of some important species within criteria (1) or (2) above, or (4) if it is critical to the structure and function of the ecological system."

As Eberhardt (1976) noted, it is virtually impossible to translate phrases like 'well-being' into an operational focus for a study; nor would we, in most cases, understand the structure and function of natural systems, let alone be able to determine the critical nature of various components.

To be useful as an operational guide, social scoping is often cast in terms of the plant or animal species perceived by society to be important. Thus, among other more ecological criteria, Cairns (1975) used commercial, recreational or aesthetic values as some of the bases for establishing a list of critical species. Similarly, Truett (1978) established the focus for a major impact research programme on 'key species' which were defined on the basis of abundance, and commercial, recreational and food value to man. In the words of Truett (1978):

> "There was good reason for concentrating research on species considered to be of immediate value to society. The reason relates both to the difficulty of assigning an environmental value to species not useful to man and to the fact that species with little value are of little concern to decision-makers. And, lest we forget, the ultimate purpose of an assessment study is to influence decision."

Two publications which provide the most detailed technical direction to those undertaking impact assessments (Fritz *et al.*, 1980; and States *et al.*, 1978), have both treated social and economic values as major factors in concentrating the range of ecosystem components into a more limited study.

In some respects, adopting a definition for significant impact represents an initial attempt to reduce the scope of assessment studies to the most important potential effects. This was reflected in the assessment report for the South Davis Strait off-shore exploration programme (Imperial Oil Ltd. *et al.*, 1978) where significance was taken to include reductions in populations of species of subsistence or commercial importance to local users. Likewise, a company representative participating in one of the workshops indicated the regular use of a simple scoping exercise to focus the assessment study effort. This included four categories of species — commercially important, important as indicators, ecologically important and those species high in the trophic structure. Some attempt is made to include a few species from each category in impact assessment studies.

During the workshops, there was general agreement on the need for social scoping very early in the assessment process. Recent hearings to discuss the draft assessment guidelines for the Beaufort Sea Hydrocarbon Production Proposal can be considered as a scoping exercise. It is not apparent, however, from the final guidelines (Beaufort Sea Environmental Assessment Panel, 1982) that the exercise was entirely successful. The document directs the proponents to discuss the biological environment ranging from micro-organisms to mammals. While later sections suggest that studies should be limited to effects "that are deemed to be significant," it is only at the end of an appendix to the guidelines that the true meaning of this becomes apparent, that is, "species that at present are of direct value to society such as those that may be considered rare or endangered or important for subsistence, scientific, commercial or recreational use."

Ecological Scoping

While social scoping of an assessment depends upon public opinion and value judgements, the translation of concern for valued ecosystem components into appropriate ecologically-framed studies is the purview of the scientists. Since predicting directly the impacts of a project on a species of concern is often very difficult, the challenge becomes approximating such impacts indirectly. In this context, social scoping can be considered as the establishment of the terms in which impacts should be *expressed* while ecological scoping establishes the terms under which the impacts can effectively be *studied*, or need to be studied.

Determining the ecological scope of an impact assessment can be approached by addressing the following four basic questions:

(a) Is there reason to believe that the valued ecosystem components will be affected either directly or indirectly by the project?

This would appear to be the first obvious question to ask, yet it is often overlooked in impact assessment studies. Perhaps this is the logical outcome of not establishing the valued ecosystem components at the outset. In most cases, the answer to this question will not be evident without some basic understanding of the project, some preliminary review of the literature and the results of reconnaissance surveys.

Fritz and others (1980) noted that a basic knowledge of the perturbations resulting from a project, when compared with the physiological, life history or population characteristics of the species of concern, should give a preliminary indication of probability for interaction. The assessments for two hydroelectric projects in Newfoundland are cases in point. It is generally accepted that woodland caribou in that province is such a species of concern. It was noted in early studies on the Upper Salmon development (Newfoundland and Labrador Hydro, 1980a; 1981a) that the area to be affected by the project included critical caribou calving habitat and migration routes. The result was the initiation of long-term caribou studies. In contrast, surveys in the general vicinity of the Cat Arm project (Newfoundland and Labrador Hydro, 1980b; 1981b) showed that there would be minimal interaction with caribou and no further studies were undertaken.

The reverse situation can also develop. For example, interviews with persons involved in the South Davis Strait project revealed that walrus were originally excluded from the assessment. However, they were added later when field surveys revealed that a number of colonies existed within the sphere of influence of the project.

This initial question concerning the possibility for interaction between project and the valued ecosystem components applies to ecological processes as well as species. For example, Truett (1978), in reviewing the selection of key processes for study (processes considered to be critical to the key species) initially included the regulatory effect of incident light on phytoplankton production in a marine lagoon. However, since the project under consideration was not expected to influence the light regimes, the effects of light on phytoplankton were not studied.

> *"Ideally, you study only those ecosystem components and processes that are implicated in project impacts."*

(b) Is it realistic to attempt to study the effects on the valued ecosystem components directly?

When the valued ecosystem components are species populations, which they often are, it is difficult to predict or measure project impacts in terms of changes in these populations. As discussed earlier, the difficulties can be traced to variability in space and time which poses serious sampling problems. In a comprehensive discussion of variability in population studies, Eberhardt (1978) summarizes the problem as, "How small a change or difference will a given study reliably detect?". It is clear from his review and other studies (Anonymous, 1974; Hartzbank and McCusker, 1979) that the sampling intensity required to detect even major changes in population sizes may be quite beyond the capability of environmental impact assessment.

This realization is particularly evident in marine ecosystems where most populations are extremely variable over time and are mobile. The results of a workshop examining the consequences of hydrocarbon development on the Canadian offshore clearly demonstrated the magnitude of the problem (Anonymous, 1981a). Thus, owing to the constraints of sampling density, confidence limits, behaviour and natural variability, adult mortality of less than 25 per cent in most off-shore fisheries would not be detectable using present baseline data and monitoring programmes. Furthermore, Cox and others (1980) noted that even if changes can be determined statistically, the problem of causality remains. They went on to conclude that:

> "Since obvious and measurable mortalities of large mobile species are an extremely rare occurrence, it is suggested that quantitative evaluation of the impact of oil on a particular species, measured by adult mortality changes, is impossible."

In impact assessment studies, it may be possible to sample some highly mobile species if they congregate at certain times. For example, workshop participants stressed the advantages of counting seabirds in their colonies instead of measuring abundance based on distributional patterns. Other examples would include the aggregation of ungulates on calving or overwintering habitat and the return of anadromous fish species to pre-determined spawning areas. Although the sampling advantages from such behavioural characteristics are significant, there was little evidence in our review of Canadian impact assessments that these advantages were taken into account in the design of assessment studies.

(c) How can the effects on valued ecosystem components be studied indirectly?

If it is unrealistic to attempt to predict or measure changes directly in the valued ecosystem components, then there appear to be four basic choices which are discussed below. All of these choices imply that the impacts are occurring indirectly through ecological relationships.

(i) Move up or down in the food chain.

For some practitioners of impact assessment, ecological scoping means moving up or down in the food chain to a level which is closely linked with the high-profile species but which is more amenable to laboratory or field investigations. For example, Fritz and others (1980), in addition to including species valued by man as the focal point for assessment studies, also included: (i) species which are instrumental in the formation of habitat, (ii) species which provide forage for the valued species, (iii) major predators in the system, and (iv) those that are vulnerable to the projected source of impact. Similarly, Truett (1980) included among his key species, three species of micro-organisms since they collectively represented the major food source for the high trophic level species of concern.

The food chain approach can also involve bioaccumulation studies. This approach was advocated at one of the workshops when the participants were considering the design of studies to assess the impacts of the disposal of radioactive mine wastes. In this case, one of the species of concern was caribou and the objective was to predict the body load of specific radionuclides in those animals affected by the project. However, because of the unpredictable movements of caribou through the area and a lack of information on feeding behaviour, it was decided that this objective could not be attained directly. Instead, the study was to focus on predicting the equilibrium body loads of radionuclides in lichens, the major food for caribou. This was considered to be a more realistic approach since lichens were widespread and easy to sample and relevant measurements could be obtained from other similar projects. The extrapolation to body loads in caribou would have had to be made on the basis of professional judgement.

(ii) Study earlier stages in the life history of the species of concern.

The rationale for this option is that the early life history stages of most species are more vulnerable to changes in their physical and chemical environments. While this may be true, there is no guarantee that sampling of immature stages will be less of a problem. For example, although the immature stages of most commercial species of marine fish are more susceptible to the toxic effects of oil than adults, current monitoring programmes probably are not able to detect less than order of magnitude departures from normal population levels (Anonymous, 1981a). Added to this is the difficulty in projecting such changes into impacts on the adult stocks supporting the fishery owing to the high variability of natural recruitment.

"Prepubertal life stages are much more sensitive to perturbation than any adult stage."

"The individual level to me means physiological and pathological studies, preferably in the field. Focussing here can serve as a 'red flag' for effects in higher levels."

"Individuals are likely to display effects before they appear in population characteristics; hence you can buy time by focussing on individuals."

(iii) Study sublethal effects at the level of the individual.

There is an emerging consensus, at least among marine fisheries biologists, that our capability for predicting and measuring impacts may be much better at the individual rather than the population level (Anonymous, 1974; Anonymous, 1975a; Anonymous, 1981a). Impact assessment studies on individual organisms have the following advantages: (i) the sampling programme for individual-level characteristics is often much more tractable than attempting to obtain an adequate sample for estimating population characteristics; (ii) impacts often are evident in individuals before they are evident in population characteristics, and thus some advance warning of population impacts may be given; and (iii) study design can be improved because of the relative ease of measuring control individuals outside of the sphere of the project. As summarized by Brungs (1980), "Sublethal and chronic toxicity data from field and laboratory studies are available for direct and indirect effects of a wide variety of toxic materials or conditions and should be extensively used in the preparation and review of environmental impact statements or related documents."

(iv) Study impacts on the habitat of the species of concern.

Organisms are often affected by development projects through changes in their habitat. Indeed, the review of selected Canadian impact assessments showed that habitat is the most common focus for literature surveys and field studies. Unfortunately, habitat studies in impact assessments seldom get beyond the stage of documenting the existence of some biophysical conditions known to be suitable for certain species — much as a wandering field naturalist would make notes in a journal. In most cases, such habitat references are not suitable for determining the impacts on populations of concern owing to a total lack of quantification and no knowledge of relevant species-habitat interactions. There are, however, other more pragmatic problems related to the use of habitat. For example, the results of habitat studies conducted in support of an assessment for a mining project (Saskatchewan Research Council, 1981) were complicated as a result of a forest fire which swept through the area just prior to the initiation of the project.

Some impact assessments have included quite a thorough descriptive and interpretive approach to habitat, mainly through a classification of vegetation communities (e.g., Gulf Canada Resources Inc., 1980). Other investigators have shown that a reasonably quantitative approach can be adopted (e.g., Beak Consultants Limited, 1980). In the latter case, spawning and rearing habitats for salmopid species were first classified according to a variety of physical and biological characteristics known to be important, and subsequently inventoried. It was then possible to predict the number of units of habitat which would be lost following construction of the hydroelectric project. For example, it was stated that "about 340 units or 20 per cent of available good rearing habitat will be lost in the tributaries due to flooding." Although not dealing directly with the populations of concern, this approach to habitat studies is a substantial improvement over the descriptive epitomes so common in assessment reports.

"Habitat is often easier to predict largely because project effects on habitat are first order."

"I find it necessary to link the population level with habitat. I look at the strength of the link, and at what is important in the habitat."

"We currently cannot predict caribou population changes from expected habitat changes."

(d) Is it necessary or helpful to use indicators of impact?

When all else fails, biologists involved in impact assessment studies may resort to the use of indicators as a means of obtaining some measurement of stress on a natural system. This would normally be a fall back position in the ecological scoping process when the possibilities for studying the valued ecosystem components, either directly or indirectly, are limited. Thus, we consider indicators as having no obvious relationships to the valued ecosystem components identified for an impact assessment.

The term *indicator* implies a movement of some variable away from a known or set normality, that is, it indicates that a change has occurred (Inhaber, 1977). As such, indicators have received a lot of attention in the context of baseline studies and monitoring but, by definition, have limited use in a predictive sense (Cooper, 1976b). Most of the following discussion will reflect this monitoring role for environmental indicators in impact assessment.

The majority of the publications on indicators of impact are related to their use for monitoring water quality. Averett (1981) gave a summary of the evolution in complexity and refinement of indicators for that purpose. The use of indicators in a marine context has been reviewed by IMCO and others (1980), and Swartz (1980). A report in the United States by the Committee on the Atmosphere and the Biosphere (1981) included a summary of indicators for monitoring atmospheric pollution. In keeping with the general thrust of this report, we will limit our discussion to a few examples where indicators have been used in impact assessments or relevant studies.

Indicators of environmental stress have been developed for individual organisms, populations, communities and ecosystems. Baker (1976) provided an excellent summary of the range of species characteristics which should be considered in choosing indicator species (Table 9-1). Cooper (1976b) emphasized that the choice of an indicator species depends on its sensitivity to the expected perturbation (stress) and the degree to which its response is observ-

able in space (the indicator stays in the stressed environment) and time (the indicator responds to the stress without undue time lags).

The pre-operational monitoring programme for the Point Lepreau Nuclear Generating Station in southern New Brunswick provides an excellent example of the use of species and population indicators (Smith *et al.*, 1981). This programme resulted from recommendations arising from the environmental impact assessment for the power station. Following the establishment of boundaries for atmospheric and marine dispersal of radionuclides (see Chapter 10 for details), indicator organisms were chosen on the basis of the following criteria: (i) abundance and size, (ii) uniform distribution, (iii) exposure to environmental reservoirs of radioactivity, and (iv) position in the trophic structure. Examples of organisms chosen include alder and mosses in the terrestrial systems and leeches and frogs in the aquatic environment.

Concern over the ecological effects of cooling water discharges into the Bay of Fundy prompted the study of indicators at the population and community levels. In the words of Smith and others (1981), "Changes in such biological functions as growth, respiration rate, reproduction and behaviour are possible, and could manifest themselves in altered species diversity and community structure in populations of organisms exposed to the heated effluent." Accordingly, a sampling programme was initiated to determine changes in benthic populations and communities since they were considered to be "ideal as indicators of ecological effect." The entire monitoring programme for the Lepreau project is to be continued during operation of the power plant which commenced in 1982.

Table 9-1

A Classification of Indicator Species (from Baker, 1976)

Type	*Characteristics*	*Examples*
SENTINEL	introduced; sensitive	limpet winkle Spartina
DETECTOR	indigenous; sensitive	limpet lichen crustaceans
EXPLOITER	competitive advantage when subsidized	Enteromorpha
ACCUMULATOR	bioaccumulates chemicals	shellfish mosses lichens
BIOASSAY ORGANISMS	sensitive; suitable for lab tests	shrimp fish

As pointed out by Averett (1981), the general dissatisfaction with single species indicators in the monitoring of water quality led to the development of diversity indices at the community level in the ecological hierarchy. Mason (1978) described the procedures required to calculate an index value for use in determining the impacts of surface mining operations on water quality. It involves a comparison of the observed diversity of a benthic invertebrate community with an expected diversity based on control sites. Similarly, Wiederholm (1980) promoted the use of four different measures of benthic community structure for monitoring water quality. In a marine setting, Sharp and others (1979) argued that since cause and effect is extremely difficult to determine in natural systems, there is advantage in establishing monitoring programmes based on effects rather than suspected causes. They demonstrated the utility of using benthic community indices within a statistically valid sampling programme to monitor the effects of petroleum operations in estuarine and offshore areas.

Perhaps one of the best known industry-sponsored environmental monitoring programmes is that of British Petroleum (Cowell, 1978; Cowell and Monk, 1979; Cowell and Syratt, 1979). It involves the use of population and community indices for the intertidal zone of rocky shores. Through a process of characterizing intertidal benthic communities on the basis of the degree of wave exposure, it is possible to predict the community profile which would normally be expected to occur with a given exposure. This provides some basis for determining the possible impacts of contamination even though the shoreline may not have been previously surveyed. It has also been suggested that careful attention to the differences in size and vertical distribution of some widespread intertidal species (e.g., limpets) might provide evidence of impacts from contamination operating through interference with population recruitment.

There are a number of indices which have been developed or proposed for monitoring at the ecosystem level, although we know of no instance where they have been applied in assessment studies. O'Neill and others (1977) showed that soil nutrient loss was a better indicator of system stress than any of a number of biotic indicators. Also, Flora and Rosendahl (1982) demonstrated that specific conductance could be used as an early indicator of potentially broad changes in water quality. Finally, Odum and Cooley (1980) gave examples of ecosystem profiles and performance curves. In the former case, graphical relationships demonstrating levels or profiles of ecosystem or community properties, before and after a project is initiated, are compared to determine a measure of the impact on the system. Performance curves attempt a similar holistic indication of impacts by plotting impact against output responses at the ecosystem level. Although Odum and Cooley argued strongly in favour of adopting such approaches, there is no indication that they have been effectively used in in assessment studies.

"Usually the parameters most amenable to getting sound statistical fixes are not at all consequential to project decisions."

"An 'indicator species' itself is not necessarily important, but it can provide information better than other species."

"For an indicator you might choose a species that likes the effluent and when the species proliferates, that's the warning."

"You should include parameters to study in an impact assessment that serve as canaries regardless of their social or biological importance."

"We should seek indices of impact rather than attempt to quantify every individual impact."

Summary

This section has attempted to draw a distinction between identifying the valued ecosystem components for an impact assessment, as defined by the values and perceptions of society (social scoping), and the extent to which such components can be effectively studied directly or indirectly (ecological scoping). While there is some evidence of a growing awareness to undertake the former, it is unusual to see any effort to rationalize the study objectives based on ecological grounds as suggested by the latter. The end results of undertaking the two activities may lead to a more realistic set of expectations for all parties involved in conducting and reviewing the resulting studies.

A helpful way of making the distinction is to consider the explicit difference noted by Overton (1978) between impact and change. He suggested that the term *impact* attaches a value to a change, positive or negative, and thus relates to social scoping. Change itself, however, has no connotation of value and ecological scoping is an effort to determine which changes can be predicted or measured with a useful degree of accuracy and reliability.

DEVELOPING A STUDY STRATEGY

"You have to have a string to hang the study beads on."

General Considerations

The need to think an impact assessment through first cannot be overemphasized. More than any other single factor under the control of the practitioner, it is this lack of an initial framework for assessment studies that limits the effective deployment of time and resources. This deficiency also sets up a confrontational interaction with those who review the assessment since they focus their attention on criticising the details of the 'brickwork' rather than considering the underlying structural integrity of the assessment studies. It seems there is little to be gained from arguing over details if the basic approach, even if executed with perfection, is inappropriate to the task. In this context, assessment studies may adhere to all of the scientific rules and principles outlined above and still not be relevant to meeting the objectives for the assessment.

It can be argued that the pressures of time, particularly the problem of limited field seasons, often make it mandatory to initiate data gathering exercises as quickly as possible, with little time to consider the development of an underlying ecological motif. However, after reviewing the literature, listening to 150 workshop participants, analyzing a cross-section of impact assessments and conducting extensive interviews with some practitioners, we are not convinced that the constraints are primarily logistical in nature.

It is more likely a case of misunderstanding coupled with a lack of motivation and ability. Practitoners are often led by the literature to believe that the only answer to the poor state of affairs is a quantum leap ahead in the design and execution of assessment studies. We wish to emphasize, through the use of examples, that an ecological rationale for an impact assessment can be developed without launching immediately into the cutting edge of science. Even the most basic consideration of ecological frameworks most appropriate to the assessment in question can help to clarify the options for study and to avoid useless data collection programmes. Our objective in the following discussion is to convince those involved in assessment studies to attempt at least a basic ecological organization of their efforts and thus determine what can realistically be achieved. The general adoption of such a small step and the benefit which would be derived from it, may indeed be a quantum leap ahead.

Setting the Stage

"We should build a Cadillac framework but be prepared to modify it to Volkswagen size for many applications."

In discussing the role of ecology in environmental management, Bella and Overton (1972) compared the military definitions for strategy and tactics. The former is concerned with the comprehensive deployment of resources while the latter refers to the immediate or local deployment of resources. They noted that two important principles are involved: (i) tactical plans and actions are subordinate to strategic plans and (ii) strategic plans are limited by tactical capabilities. In their words, "Failure to observe these two principles could lead to military disaster."

Environmental impact assessment as generally conducted in Canada has been long on tactics and short on strategy, resulting in many worthless assessments. Field surveys and inventories, which are tactical in nature, seldom have been supported by an overall strategy for the assessment studies. This was reflected in the willingness of most workshop participants to discuss the operational (tactical) aspects of field programmes but a reluctance to deal with the strategies required to develop a predictive capability.

The previous sections of Chapter 9 have illustrated the various elements leading to the development of a strategic basis for conducting environmental impact assessment studies. The following is a brief summary:

(a) A generalized conceptualization of a project in its ecological and assessment context (Figure 9-1) can help to clarify the relationship between, and focus attention on, the two most critical aspects of the assessment: (i) the physical, chemical, biotic or energetic nature of the perturbations, and (ii) the valued ecosystem components.

(b) A consideration of the basic linkages between the project and the structural and functional relationships within an ecosystem (Figures 9-2 and 9-3 respectively) would reveal the various possible 'interaction routes' between the initial perturbations and the valued ecosystem components.

(c) Ecological scoping can be used to determine which interaction routes offer the best opportunities for studies leading to a prediction or approximation of the changes in the valued ecosystem components, given the constraints posed by time limitations, natural variability, the state of ecological knowledge and the scientific tools available.

Taken together, the above considerations, in whatever terms they might be stated, set the stage for the establishment of an ecological strategy which would both direct the component tactical studies and provide a much needed basis for communication and understanding among all parties involved. Three examples are reviewed in the following sections.

"How to get the design of studies is more important than the actual design."

"Early studies usually incorporate a whole array of species and parameters. Later studies and the monitoring programme can key in on the species and parameters of concern."

"We have to shift the emphasis in pre-EIS studies from massive baseline programmes to better study planning and data interpretation."

A Strategy Based on Succession

In 1971, a major two-year study was launched to determine the effects of reduced water-levels in the Peace-Athabasca Delta in northern Alberta which resulted from the construction of a dam on the Peace River in British Columbia in 1968 (Peace-Athabasca Delta Project Group, 1973). Although the average water-levels had already been substantially lowered by the time the study was initiated, the investigators were still faced with the difficult problem of predicting future water-level alterations and the long-term effects of such changes. In that respect, the study strategy which was adopted is relevant to more conventional pre-project impact assessments.

It was clear that the reduction in water-levels was the perturbation causing major changes in the Delta. A detailed review of hydrographic records showed that the maximum yearly water-levels in the Delta had declined significantly compared to long-term natural variation. The investigators were able to extend the hydrologic baseline back 120 years before records were kept through an interpretation of tree-ring data. With this baseline record and input-output flow data, a hydrologic model was developed which was able to simulate water-levels throughout the Delta under different flood conditions.

The major concerns were reductions in populations of a number of valued species which relied completely or partially on the extensive wetland habitat in the Delta. These species of concern were identified early in the study. They included migratory waterfowl, muskrat (which supported a local native trapping economy), bison (a rare species), moose, and four commercially important species of fish.

Preliminary investigations indicated that structural and functional characteristics of the Delta ecosystem were regulated by the normal seasonal flooding which maintained much of the vegetation in early stages of succession. A reduction in water levels was expected to alter radically the total area and distribution of habitat and thereby change the carrying capacity for the various species of interest. A general strategy was developed which involved the natural succession of vegetation as the process whereby future habitats could be predicted, with extrapolation to future populations through a determination of carrying capacity. Figure 9-4 portrays graphically our interpretation of the study strategy.

The strategy which guided the entire study effort had the following characteristics. First, it capitalized on the opportunity to make quantitative predictions of future habitats based on the *process* of natural succession and the capability to determine the relationships between water levels and various successional stages. Secondly, it discouraged attempts to predict changes in species of concern directly since the perturbation was not expected to result in direct mortality. The relationships between species abundance and available habitat were also not understood. Finally, it recognized that while carrying capacity could be determined for different habitat types based on existing conditions, the future total carrying capacity for the Delta could not be predicted directly since the extent of habitat types would change with succession.

The strategy incorporated the following tactical studies:

(a) Habitat types were mapped for the entire Delta.

(b) Population surveys of the species of concern were conducted and studies were undertaken to establish carrying capacities for the different species in the various habitat types. In the process, it was discovered that most species were underutilizing the habitat available.

(c) Studies were conducted to determine the relationship between water levels and stages in plant succession based on existing conditions.

(d) The hydrologic model was coupled with the habitat water-level relationships and used to generate future

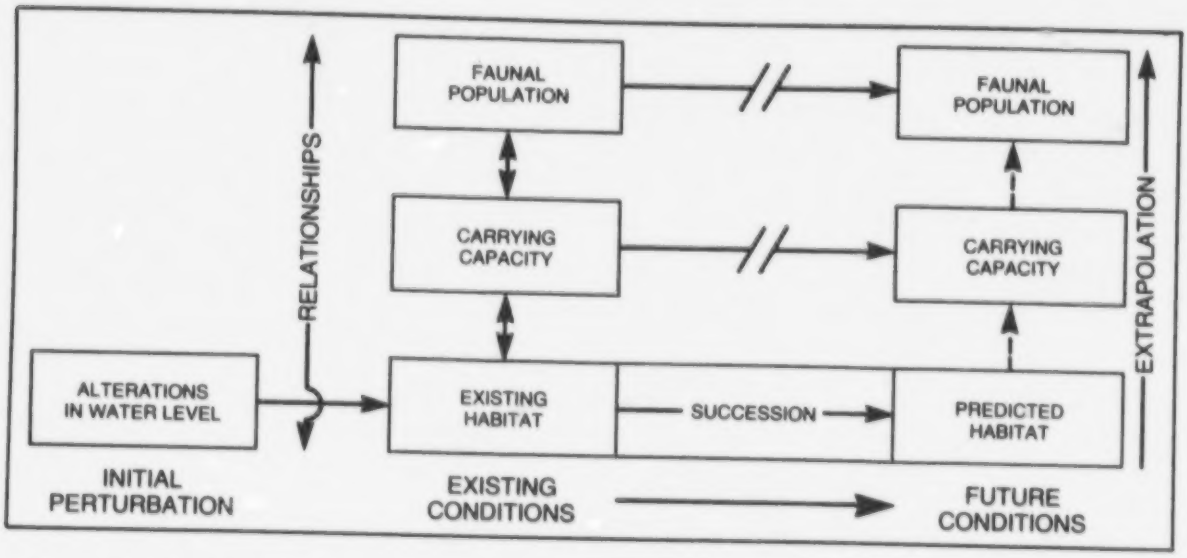


FIGURE 9-4 A STUDY STRATEGY BASED ON SUCCESSION

habitat distribution maps under different water level regimes.

(e) For the various species, total carrying capacities for the Delta were calculated based on the predicted distribution of habitat types and resulting future population levels were extrapolated.

Some of the predictions resulting from this study are presented in Table 9-2. It is both rather surprising and somewhat discouraging that some 10 years later assessment studies in general do not reflect the advantages to be gained from such an organized approach to a problem.

A Strategy Based on Bioaccumulation

As previously mentioned, the participants at one of the workshops were asked to design an assessment strategy for a planned uranium mine. Although the actual mine proposal was fictitious, it was based on a realistic scenario and credible data were provided. The results of the exercise provide another example of how a strategy based on ecological concepts can clearly direct subsequent studies.

The perturbation of prime concern was the introduction of radioactive material into the natural system as the result of discharges from the open pit mine, the tailings pond or the milling operation. It was decided to select four specific radionuclides for study as prototype toxicants based on their pathway through the ecosystem, their toxicity and their persistence. This served to reduce the study effort to reasonable limits and provided the basis for extrapolation to other radionuclides having similar characteristics.

Table 9-2

Some Projected Long-term Effects of Modified Flows in the Peace River on the Peace-Athabasca Delta (from Peace-Athabasca Delta Project Group, 1973)

The estimated future water levels in Lake Athabasca indicate that the average summer levels will be 1.1 feet lower than those in the natural regime, and that the annual maximum levels will be 1.8 feet lower.

Because of the reduction in peak summer levels, many of the Delta's perched basins will be filled less frequently, and it is predicted that shoreline important to many wildlife species will decrease by approximately 50%.

A permanent reduction in the spread between average summer levels and average peak levels from 1.5 feet to 0.8 feet will reduce the vertical limits of the early successional plan communities important to wildlife by as much as 50%.

Waterfowl production is expected to decline by approximately 20% to 30% because of loss of suitable habitat.

The average muskrat population under the modified regime will be lower than in the past but will not average as low as during 1968-71. Decreases compared with those of the natural regime are expected to range from 41% to 66%.

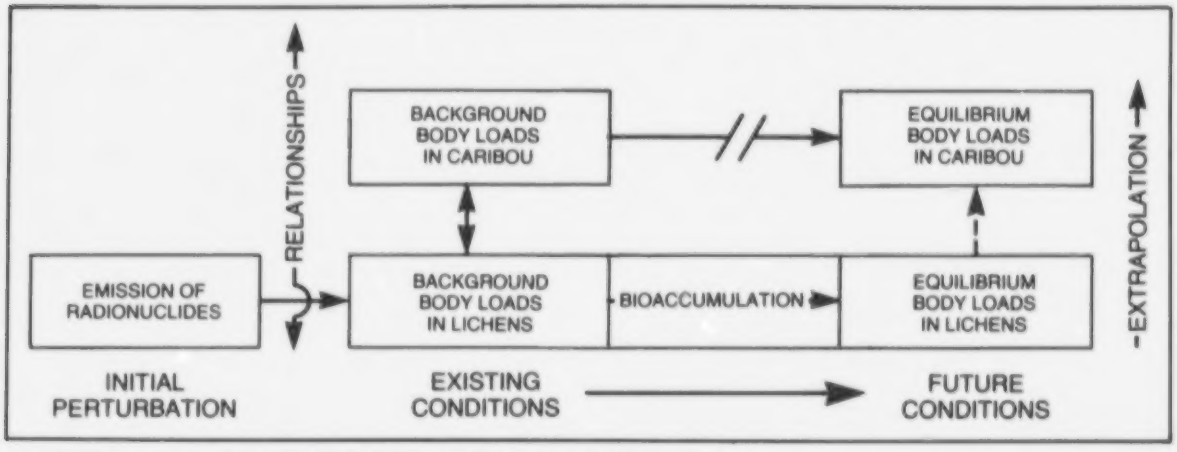


FIGURE 9-5 A STUDY STRATEGY BASED ON BIOACCUMULATION

The variables to be examined were body loads of toxicants in selected species to the extent that their reproductive potential or food value would be impaired. The species included caribou (local consumption), muskrat (fur-bearer) and pike (sport fish). These species determined the need for both terrestrial and aquatic studies. Time boundaries were to be established according to the time required for fixed receptors to reach equilibrium body loads. Spatial boundaries were to be set on the basis of isopleths of predicted biotic thresholds or regulated concentrations of radionuclides.

The ecological scoping exercise revealed that it would be impossible to predict accurately the equilibrium body loads for caribou since their use of the area was sporadic and therefore their exposure to contaminated food could not be determined. On the other hand, their main food source, lichens, absorbed airborne radionuclides directly and it was thought that equilibrium body loads could be quantitatively predicted.

The following study strategy emerged (Figure 9-5). The focus of the study would be at the individual level in the ecological hierarchy rather than the population level. The major process involved which offered some predictive capability was bioaccumulation through the food chain. By comparison with lichens surrounding other similar operations, equilibrium body loads of lichens at various distances from the mill site could be predicted with some confidence. In a similar manner, it was felt that body loads of rooted aquatic macrophytes and bottom feeding organisms could also be predicted. Extrapolation to the species of concern, that is, caribou, muskrat and pike respectively, would depend on the degree to which the feeding functions could be determined through investigation.

The strategy was characterized by the following:

(a) It was necessary to determine the potential distribution of radioactive material through transport and fate models to establish isopleths based on deposition rates.

(b) Surveys were only required to establish the distribution of initial receptors in relation to critical isopleths or to determine if the species of concern occurred within critical isopleths.

(c) The bioaccumulation of radionuclides to equilibrium levels in initial receptors would be predicted on the basis of conditions existing at other similar projects and the research literature.

(d) Studies would be required to determine the feeding functions of the species of concern in relation to the build up of toxicants through the food chain.

Obviously the strategy was never applied; though it was interesting to observe how the participants in the workshop were able to think through the assessment and thereby begin to identify the opportunities and constraints resulting from a consideration of the ecological implications.

A Strategy Based on Eutrophication

Participants at the Brandon workshop were exposed to a comprehensive computer model known as the 'Lakeshore Capacity Simulation Model', Teleki and Herskowitz, 1982), developed by the Ontario Ministry of Municipal Affairs and Housing for the purpose of examining the environmental impacts of cottage developments on inland lakes in Ontario. The model was used in a 'gaming' mode as the participants considered the design of an environmental impact assessment for a hypothetical cottage development on the shores of Reed Lake in north-central Manitoba.

An important component of the model involved impacts on lake sport fish; in the case of Reed Lake, the species of concern was lake trout. The model was capable of examining two distinct pressures on the lake trout population, namely, fishing pressure and eutrophication of the lake. Development of the model showed that in most cases, the increase in fishing pressure resulting from improved access

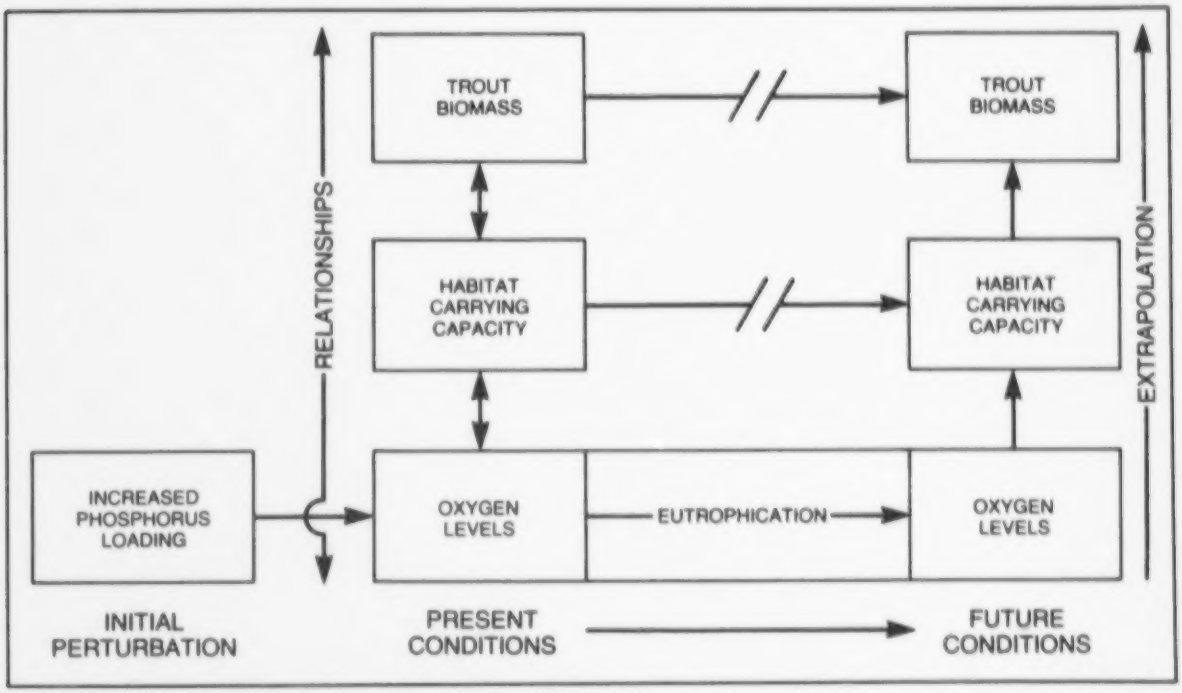


FIGURE 9-6 A STUDY STRATEGY BASED ON EUTROPHICATION

and the cottage development was a far greater menace to the integrity of the lake trout population than was the increased phosphorus loading from cottage sewage systems. However, the following discussion will pertain to the latter to show how ecological linkages and processes are key elements in predicting effects on valued ecosystem components in an impact assessment.

An interpretation of the prediction strategy is portrayed in Figure 9-6. Initially, it was necessary to examine the magnitude of the increase in phosphorus loading to the lake. In this regard, several important factors such as phosphorus loading from other sources, flushing rate of the lake, capacity of the shoreline soils tc bind phosphorus, and so on, required investigation. It was recognized that the critical link between phosphorus levels and effects on the trout population was the oxygen level (or more correctly, the oxygen deficit) in the hypolimnion. This oxygen level could be translated into carrying capacity for trout which determined the maximum trout biomass that could be supported by the lake.

It is clear from the diagram that the driving force which produces an effect on trout from increased phosphorus loading is the process of eutrophication. Thus, the relationships involved in the trophic evolution of lakes must initially be used as a basis upon which to build the prediction of lake trout biomass at some future time. Only when a future oxygen deficit is predicted can the effect be extrapolated through the carrying capacity linkage to biomass.

It is important to note that the Lakeshore Capacity Simulation Model was built not for the purpose of planning a study strategy (although we acknowledged earlier that such model building can be highly useful in this regard) but rather to provide a mechanism for synthesizing (i) a diverse set of data banks and (ii) a wide range of perceptions as to how cottage developments affect lake ecosystems. Nevertheless, it is easy to visualize how this modelling effort, which recognized the ecological nature of the initial project-induced perturbation and identified the particular attributes of concern, could be used early in an assessment to provide strategic direction. In particular:

(a) The model identifies the need for data on specific physical and chemical characteristics of the lake as they pertain to phosphorus retention and subsequent processes of eutrophication.

(b) The model capitalizes on known processes for which some predictive capability has been developed.

(c) The model reflects the opportunity to forego detailed food chain analyses (see Figure 9-3) by recognizing the direct link between physical/chemical changes and the species of concern.

Concluding Remarks

Our interpretation of the strategies developed in these examples is somewhat simplified. However, our objective

has been to illustrate how even basic knowledge about the structural and functional relationships within ecosystems can be helpful in the approach to impact assessment studies if they are considered in an organized fashion. There are a number of important generalizations which can be drawn from the preceding discussions. First, it should be clear that the tactical studies undertaken will require the field scientists involved in impact assessment to apply their full range of ecological knowledge and technical skills (e.g., in the above cases, the determination of carrying capacity, feeding functions or physiological stress). Secondly, without the context of a study strategy, committed to the written record, a definite need for the results of individual studies will be less evident to all the parties involved in the assessment.

Finally, as many authors have previously emphasized, the major opportunities for developing predictive studies lie in the use of functional relationships or processes. Thus, the strategy must incorporate some reasonably well understood ecological processes within which appropriate tactical studies can be undertaken. The analytical problems posed by the strategy adopted will depend upon the complexity of the project and ecosystem under consideration. The preoccupation of many authors with the *problems* of dealing with functional relationships at a sophisticated analytical level may have caused many assessment practitioners to shy away from the idea of developing a study strategy. As a result, in general, impact assessments have not taken advantage of the direction in study design offerred by such basic considerations.

> *"You can extrapolate the effects of a change in a parameter only as far as that parameter controls others. In the Simpson Lagoon study, it was found that secondary production was controlled by the carbon available from primary production. However, tertiary production was not limited by the carbon available from secondary production."*

10 — BOUNDING THE PROBLEM

"As a project person, how do I make a decision on what are my time and space boundaries, and what ecosystems do I investigate when the ecological relationships may be so subtle as to be completely undefined?"

"Setting the boundaries is simple — how far in space and time does the project affect the environment?"

"Our group agreed that you should begin boundary setting by looking at the extent of the project, and then adjust them on the basis of physical environment patterns."

"The spatial boundaries usually change during the course of a study — and they get bigger, not smaller."

The importance of establishing spatial and temporal boundaries for an impact assessment was discussed earlier in a general sense, including the need to consider the space and time frames imposed by natural systems. The more detailed review presented below will serve to illustrate the problems posed in setting bounds on the physical and biological components of natural systems with some examples of how such boundaries have been established in impact assessments.

PHYSICAL CHARACTERISTICS

Following an initial consideration of the boundaries imposed by administrative authority and the project itself (see Figure 8-1), the usual step in impact assessment studies is to consider a set of physical boundaries. For some projects, the physical characteristics of the ecosystem potentially impacted are so well defined that the spatial boundaries become obvious. Such was the case in the Halifax workshop when the participants considered an offshore hydrocarbon development scenario; it was assumed that the Gulf of St. Lawrence was the system under study although it was never explicitly stated. A similar situation occurred in the Peace-Athabasca Delta Project (Peace-Athabasca Delta Project Group, 1973). Presumably the topographic and vegetational characteristics of the Delta were such that the study limits were obvious, although there was no rationale given for the boundary shown on a map of the study area.

Sanders and Suter (1980) suggested that systems with relatively limited and well defined input-output transport mechanisms in operation, such as lakes or watersheds, are easy to bound compared with oceanic and atmospheric systems. In any event, it seems logical to establish initial spatial boundaries for an impact assessment on the basis of the physical transport mechanisms involved, that is, primarily the forces of wind and moving water. These mechanisms were used to establish initial boundaries for the port expansion scenario at the Vancouver workshop (the silt plume of the Fraser River) and the proposed Liard River dam at the Edmonton workshop (Liard River and the mainstem of the MacKenzie River including the delta). In the latter case, a report from another workshop dealing with the same project (Jones *et al.*, 1980) indicated that agreement on physical boundaries may at times be difficult. A controversy arose about whether the seaward boundary of the delta should have been set according to the mixing zone, the detectable limit of fresh water or the seaward limit of coarse sediment deposition.

As previously indicated in the discussion on modelling, it is common for impact assessments to refer to oil slick trajectories or air emission plumes. However, it is not always clear how the results of such exercises are used to establish or alter assessment boundaries. For example, it only became evident during interviews with those responsible for the South Davis Strait assessment that the results from more than 900 runs of an oil slick trajectory model were used to change the southern boundary of the assessment study area (refer to Appendix C for details).

Although oceanic systems present serious problems when it comes to establishing boundaries for impact assessments, there are techniques available which can be of considerable help in this regard. A case in point is the pre-operational monitoring programme currently being conducted for the Point Lepreau nuclear power plant (Smith *et al.*, 1981). Here the release of surface and bottom drifters near the site of the cooling water outfall were used to determine possible routes of dissolved or thermal contaminants and sediment-borne pollutants, respectively. The results demonstrated how careful attention to transport mechanisms, even in the same medium, can be used to advantage in establishing boundaries for impact assessments. Thus, the distribution of bottom drifters indicated that sediment-borne pollutants would tend to be deposited in an area extending to the west of the outfall. The surface drifters, however, suggested that dissolved contaminants may be carried in the reverse direction, back into the upper reaches of the Bay of Fundy along the Nova Scotia coastline.

Another criterion for establishing boundaries on physical grounds involves a consideration of areas of material accumulation, or sinks. As pointed out by a number of workshop participants, in projects involving the release of toxic materials, it is extremely important not only to understand the transport mechanisms involved but to have the site of accumulation included within the assessment boundary, although it may be some distance removed from the geographical focus of the project. This idea was strongly supported by a group of scientists looking at the environ-

mental assessment requirements for off-shore hydrocarbon developments on Georges Bank (Anonymous, 1975). In their words, any impact assessment would have to "resolve the routes, reactions and rates involved in the passage of contaminants or pollutants through the Georges Bank region and the reservoirs in which they may be found."

ECOLOGICAL BOUNDARIES

"The establishment of a parameter's stability boundaries depends on our historical records of its natural variation."

"The real stability boundaries for populations in upper trophic levels are elusive because of high natural variation and a lack of baseline fixes. One must either contrive artificial stability boundaries, or be satisfied with the boundaries that are easier to establish for shorter-lived, lower-trophic level organisms."

As pointed out by Hilborn and others (1980), ecological boundaries may not be readily evident from physical boundaries. They suggested that ecological 'connectivity' establishes boundaries for second and higher-order impacts which cannot be determined on the basis of physical characteristics alone. The participants at the Edmonton workshop soon realized that the ecological boundary for impacts of the Liard River dam would have to be extended beyond the MacKenzie River Delta which is itself more than 2 400 km from the project site. It was postulated that changes in the timing of spring breakup of ice on the delta would affect the survival of migratory bird populations which nest on islands further north but whose breeding success is critically linked to the timing of open water in the delta.

As indicated previously, the major determinants of ecological time boundaries are the magnitude, periodicity and trends of natural variations of the system components of interest. This natural variation, in effect, defines a stability boundary, that is, an ecological boundary in time. This stability boundary concept is well described by Holling and Goldberg (1971) and Holling (1973) and also received expression in the workshops as being a key ingredient in ecosystem modelling for the purposes of environmental impact assessment. In essence, stability boundaries are the limits within which a variable should be capable of returning to its pre-impact state and impacts are responsible for pushing variables outside of these limits. In most cases, the best approximation of these stability boundaries is found in the results of long-term empirical studies.

Although ecosystems also operate within stability boundaries, the main focus in impact assessment has been on population changes. Aside from normal seasonal and yearly fluctuations in most population levels which must be considered in establishing time boundaries, biological time lags between the imposition of an impact and its ultimate expression in the dynamics of an affected population are of prime importance. For sublethal effects on adults, the period between birth and the age of first reproduction may represent to the minimum time lag between perturbation and measurable response in the population (Fritz *et al.*, 1980). For short-lived and fast-reproducing species, this time lag would be compatible with most assessment time frames. However, the time boundary for long-lived and slow-reproducing species may have to be greatly protracted.

One of the most noticeable deficiencies in environmental impact assessments from the perspective of establishing appropriate ecological time boundaries is the lack of consideration of response and recovery times for components potentially impacted. Impact predictions often imply that once a natural system is perturbed it will not recover. On the contary, many ecosystem and population components are quite robust and have a high degree of built in resiliency (Larminie, 1980a).

An often quoted example of the recovery capability of living systems is provided by Baker (1971) regarding the recovery of oiled saltmarsh vegetation. She covered the leaves of *Spartina spp.* in test plots with crude oil 2, 4, 8 and 12 times over a period of 14 months and compared the numbers of tillers (side shoots arising at ground level) with a control plot. The results showed that the plant community, when oiled up to four times, was able to recover within about one year after an initial depression. There was a marginal recovery after 8 oilings but total elimination for 3 years after 12 oilings. Even in the latter case, data on plot recovery would be required over the longer term to demonstrate complete lack of recovery. The utility of relatively simple experiments like this in impact assessment studies is obvious.

However, it can be misleading to generalize on this topic. For example, in a comprehensive review of the environmental impacts of energy developments in the coastal zone, Hall and others (1978) noted that the oil from the Torrey Canyon disaster did not penetrate more than 3 cm into the sediments along the Brittany coast and recovery was well underway within 16 months. On the other hand, in two well-studied oil spills, one in Massachusetts and another in Nova Scotia, the oil penetrated much deeper into the sediments and damage was extensive and longer lasting. In the latter case, oil moved back into the water from the sediments for at least five years.

Unfortunately, most of the research concerning stability or resiliency within natural systems (e.g., Holling, 1973; May, 1975; Orians, 1975; Peterman, 1980; DeAngelis, 1980 and VanVoris *et al.*, 1980) has progressed little beyond the conceptual or theoretical stage with limited direct application to determining boundaries in environmental impact assessment. Indeed, it is often difficult for a reader unfamiliar with the theoretical considerations involved to understand the jargon. For example, authors may use different meanings for such terms as constancy, persistence, inertia, elasticity, amplitude, cyclical stability and trajectory stability (Orians, 1975).

Other authors such as Cooper (1976b), Westman (1978) and Cairns (1980) have focussed their attention more on the practical considerations of recoverability in damaged ecosystems. The results of a symposium on recovery pro-

cesses in damaged ecosystems (Cairns, 1980) suggested that, although the factors influencing recovery are generally known, they are best understood for freshwater ecosystems. But as Westman (1978) pointed out, even though we understand the operative factors involved in aquatic systems, they have limited application in environmental impact assessment since we can only measure actual recovery after the system has been disturbed. In other words, our knowledge of the innate properties of the system which determine recoverability have not developed to the point where prediction is generally possible.

However, there are possibilities for predicting, in a crude sense, the recolonization of systems following disturbance (Cairns and Dickson, 1980). While this is a limited interpretation of the meaning of recoverability, it has practical application in assessment studies. The authors pointed out that their ideas are not based on speculation but rather on evidence from the analysis of case studies which involved monitoring of aquatic systems before and after major disturbances.

Their approach involves the calculation of a 'recovery index' as the product of six characteristics each assigned a value of 1 to 3. The six characteristics, evaluated in the context of the particular aquatic system under consideration, are: (i) proximity of recolonization sources, (ii) mobility of propagules, (iii) physical suitability of habitat for recolonization, (iv) chemical suitability of habitat for recolonization, (v) toxicity of disturbed habitat, and (vi) effectiveness of human management structures to facilitate rehabilitation procedures. The potential for recovery is determined by comparing the calculated index with the following standard:

400+	chances of rapid recovery are excellent
55-399	chances of rapid recovery are fair to good
55-	chances of rapid recovery are poor

While such results are obviously very crude in a quantitative sense, the authors cautioned against the temptation for more detail since it would indicate a greater degree of refinement of the analysis than could be substantiated by our knowledge of the factors involved.

Except for limited reference to the number of generations required for full recovery following a perturbation (Imperial Oil Ltd. *et al.*, 1978), we were unable to find any example where the potential for the recovery of valued ecosystem components was considered in setting boundaries in impact assessments conducted in Canada. This may be a reflection both of the difficulty of predicting impacts as such (let alone attempting to predict recovery rates) and of the conventional survey and inventory approach to assessment studies which essentially ignores the dynamic nature of the systems involved. The propensity for change, as reflected in variation over space and time, is the major problem in measuring or predicting impacts. But, by failing to consider the potential for recovery, we eliminate the only chance where this dynamic characteristic might be used to our *advantage* in environmental impact assessment.

In closing this section on ecological boundaries, we lend our support to the following plea from Westman (1978):

> "If scientists involved in environmental impact assessment begin to publish information on resilience in standardized ways for particular ecosystems being analyzed, we may at a future date be able to draw some generalizations about ecosystem resilience that will enable us to quantify the degree of 'irreversibility of commitment' of ecological resources more effectively."

11 — ELEMENTS OF EFFECTIVE STUDY STRATEGIES

FOR INITIAL UNDERSTANDING

"People have not asked critical questions. Baseline is the easiest thing to do — go out and collect animals. But no one has requested that information."

"We can't categorically drop all notions of baseline surveys — they may happen to be necessary for specific projects."

"Characterizing the environment is useless unless it helps in predicting project effects."

Virtually all generic and specific guidelines for environmental impact assessment in Canada include a requirement to 'describe the existing environment.' Therein lies the beginning of the problem. It is not a matter of the request being illogical; it immediately sets the stage for a diffusion of study effort as opposed to a more focussed and efficient approach. For most people involved in impact assessments, the generalized description of the environmental setting of the project constitutes the baseline data for the assessment. Presumably in their minds pre-project studies are directed towards meeting the requirements for baseline information as defined by Duffy (1979):

> ". . . a description of environmental properties and processes within a specifically defined area, taking into account the dynamic and interactive nature of ecosystems, which will allow the identification of possible environmental impacts resulting from any anticipated intrusion by man within a specified time frame to meet the requirements of environmental impact assessment."

In contrast, we agree with the more operative concept of baseline data as a statistical definition of the natural variability of phenomena of concern against which future changes can be predicted or measured (Hirsch, 1980). Even using this more explicit definition, Hirsch emphasized that baseline data in themselves do not constitute a basis for prediction. He argued that baseline studies should be preceded by an ecological characterization. The objective should be to gain an appreciation for such features as the biological resources important to man, and important components of their habitat, the key biological processes such as major trophic relationships, and driving forces such as climatic conditions and transport mechanisms. For many areas which have already been extensively studied, such a characterization might be developed mainly on the basis of available information. In other cases, particularly in frontier areas, extensive field reconnaissance may be required. Only after the results of an ecological characterization have been incorporated into a study strategy (although this may be an iterative process to some degree) should baseline studies be undertaken. At this stage, the potential range of basic ecological linkages between the project and the ecosystem will have been considered and the results of an ecological scoping exercise will have narrowed down the possible avenues for predictive studies and the need for specific information.

As might be expected, there are few examples where ecological characterization has been used in impact assessments in Canada, or at least where such an approach is evident from reading assessment reports. Precisely because of the lack of resolution provided by ecological characterization, we tend to have baseline studies in which the count everything approach prevails. There are, however, indications that the ideas embodied in the concept are gradually being adopted, although not necessarily in the context of a study strategy as described above.

In a generic sense, the application of ecological land surveys (ELS) to environmental impact assessment (Environmental Conservation Service Task Force, 1981) can be considered as a form of ecological characterization. ELS involves the delineation and description of units of land based on the integration of information on geomorphology, soils, vegetation, climate, water and fauna. Land units may be interpreted at any one of six hierarchical levels of generalization and presented in map form using scales ranging from 1:1,000,000 down to 1:2,500.

Particularly at the more generalized levels, ELS is a quick and efficient method of collecting and presenting information on the environment at a reconnaissance level. As part of an ecological characterization, the results could help to set study boundaries, identify potentially critical areas and provide a basis for planning baseline and monitoring studies. In this context, it would seem to meet one of the objectives for ecological characterization set by Hirsch (1980): "Ecological classification systems based on hierarchical concepts, combined with conceptual ecosystem modelling, should help provide a more structural approach to the definition of reasonable study boundaries." ELS at the more detailed levels is tactical in nature and appropriate for meeting specific project planning requirements.

The application of ELS to impact assessments in Canada has been reviewed by Duffy (1979) and by Eedy and others (1979). The latter authors gave a number of examples where the approach was used for various types of projects under different administrative frameworks across the country. The most comprehensive application of ELS was in support of project planning for the James Bay Hydroelectric Development which involved mapping an area of 410 000 square kilometres. A project manager's opinion of the utility of the results was given by Gantcheff and others (1979). They concluded that the ELS provided an excellent generalized data base for planning; however, its full potential in environmental impact assessment was not realized

due to a lack of validated interpretation keys and insufficient user familiarity with the basic concepts of ELS.

Another example of ecological characterization in a generic sense, which demonstrates the approach that can and should be taken, is found in *Polynyas in the Canadian Arctic* (Stirling and Cleator, 1981). The publication summarizes in an organized manner the available information on the physical and biological characteristics of areas of the Arctic Ocean which tend to remain free of ice. A general review is followed by fairly detailed discussions of specific polynyas known to recur from year to year, including a consideration of the potential importance of such areas to various Arctic species. Such background information is extremely relevant to the planning of northern development, and represents the kind of ecological characterization that should form the initial part of any impact assessment studies.

One of the best examples of ecological characterization was part of the Canadian-designed Simpson Lagoon-Jones Islands study (Truett, 1980). The initial phase of the study, referred to as an interdisciplinary synthesis, involved a review of available information on estuaries, lagoons and barrier island systems in general. The focus was on major formative physical processes, hydrographic characteristics and estuarine biology. The generalizations thus derived were compared with the major physical and biological characteristics of Arctic ecosystems as likewise described in the literature. The purpose of the exercise was to proceed from knowledge of relevant systems to a consideration of the Simpson Lagoon-Jones Islands system such that the following initial question could be addressed:

> "Is the Simpson Lagoon-Jones Islands system essential to the well-being of the key species that use it, and, if so, what are the characteristics of its components and processes that make it so?"

We have emphasized throughout this section of the report that it is both necessary and helpful to initiate an impact assessment with very basic concepts about the natural systems involved. Figure 11-1, taken from Truett's (1980) report, illustrates the general level of conceptualization that could be attempted as the result of an ecological characterization. It is a graphical representation of the general understanding that might be derived from a consideration of the basic structural and functional processes. It is also illustrative of the important contribution that ecological characterization can make to the development of a general study strategy for the assessment.

The above-noted examples of ecological characterization are either generic in nature (i.e., not related to a specific impact assessment) or involve relatively well-bounded systems. As such, the application of the concept to projects involving large and complex systems may be questioned. However, the recent Initial Environmental Assessment for hydrocarbon exploration on the Labrador shelf (Petro-Canada, 1982) can be considered as an initial attempt to develop an ecological characterization for an off-shore development. Although the results of the effort are not linked directly in time to the impact assessment, which is expected to be undertaken sometime in the future, it is clear that the two activities are related. "One of the reasons for preparing this Initial Environmental Assessment is to identify the objectives and priorities for future environmental studies that directly benefit hydrocarbon development of off shore Labrador."

The Initial Environmental Assessment for off shore Labrador represents a move towards the concept of ecological characterization as a means for focussing impact assessment studies. It was stated that "the biological data will probably supply the baseline data for those biota most vulnerable to oil spills." The assessment also is noteworthy for providing the following directions for the subsequent environmental impact assessment:

(a) the assessment will concentrate on key species on the basis of their ecological dominance, rarity, economic importance and sensitivity;

(b) a reasonably precise definition is given for the significance of impacts based on reductions in populations and the time required for recovery;

(c) future studies on physical and biological interactions will be designed so that the results will contribute to the prevention or control of pollution;

(d) the need for repetitive, replicate sampling to statistically define the spatial and temporal variability of measured variables is acknowledged; and

(e) the necessity for long-term monitoring based on variables that are reliable indices of environmental change is recognized.

This ecological characterization also provides an example of the beginnings of a study strategy. In this sense, the cod larvae study recommended for implementation if an assessment were required is centred around the impacts of oil on Atlantic cod, the most important commercial species in Labrador waters. A study based on determining the distribution and movements of cod eggs and larvae was suggested to determine the potential for exposure to oil in the event of a major spill. The strategy would include a project to develop a technique for determining if eggs and larvae were exposed to oil. In addition, regional physical oceanographic and meteorological data as well as biological information on lower trophic levels would be collected incidental to the cod study. In the words of the assessment, "The cod larvae study would be closely coordinated with regional physical oceanographic studies to provide the information necessary to interpret the movement of eggs and larvae, and to minimize costs through logistic coordination."

IN SUPPORT OF PREDICTION

Learning from other Projects

"Since experiments take so much time and money, we should concentrate effort on case studies."

"Much more use and emphasis has to be placed on case studies for developing predictive confidence."

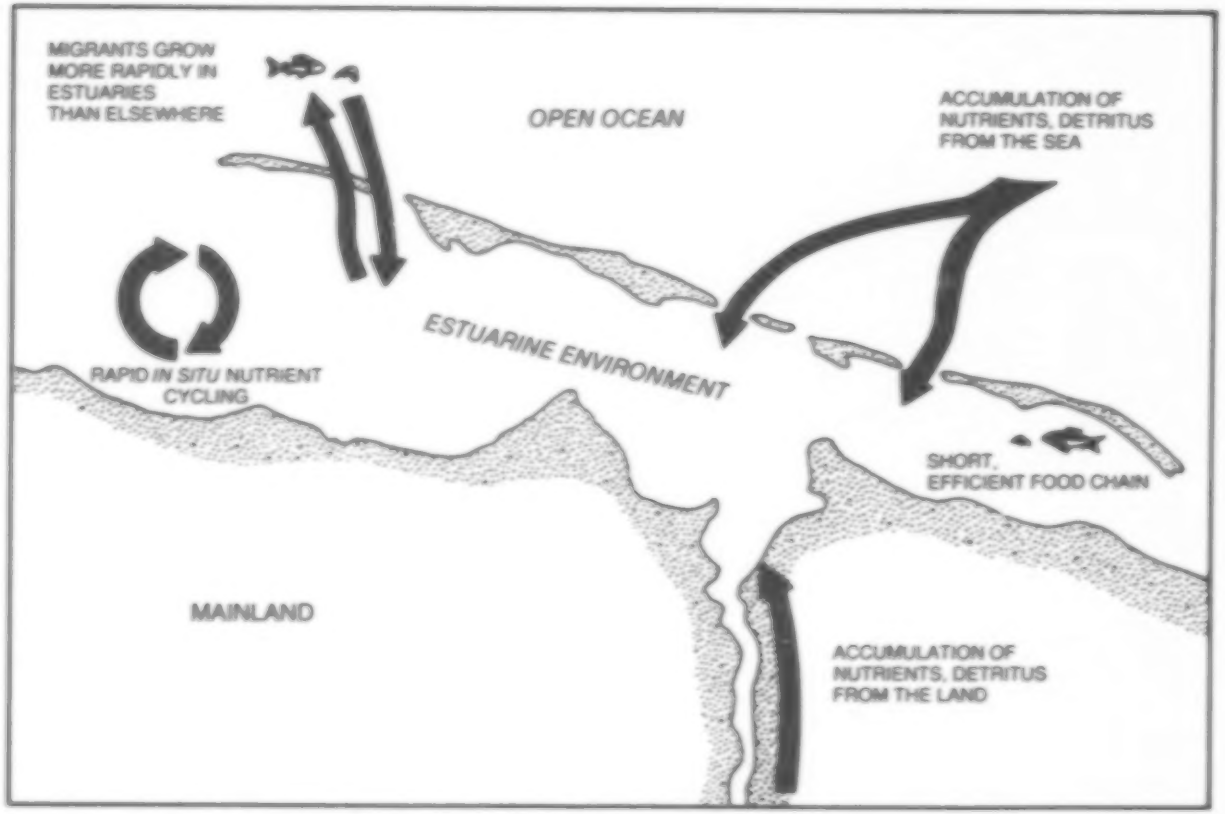


FIGURE 11-1 FACTORS CONTRIBUTING TO HIGH PRODUCTIVITY IN A MARINE LAGOON (FROM TRUETT, 1980).

The workshop participants and the publications made reference to substantial advantages for prediction to be gained from studying the results of previous projects of a similar nature. There are, however, two basic constraints involved in such an approach:

(a) It may be impossible to determine pre-project conditions at the site of the earlier development because of the absence of baseline studies.

(b) It may be inappropriate to extrapolate from the impact of one project to the potential impact of another because of the lack of a measure of the calibration between the environments involved.

Despite these limitations, case studies nevertheless may represent a reasonable basis for predicting future events. Given the logical advantages, it is somewhat surprising, as well as discouraging, to see the limited use made of this approach in impact assessment studies. While it is common for those involved in such studies to draw upon their general knowledge of previous projects or published material based on it, it is unusual for field programmes to examine such projects. Our review of environmental impact assessments uncovered the following few examples.

The Peace-Athabasca Delta Project (Peace-Athabasca Delta Project Study Group, 1973) made reference to an evaluation of drained wetlands in northern Saskatchewan. The results of this study were subsequently used to establish the general time frame required for succession to progress from exposed lake bottom to willow stage (10-15 years).

For the environmental assessment of the Lower Churchill Project Generation Facilities (Lower Churchill Development Corporation Limited, 1980), studies of mercury contamination in fish in the Smallwood Reservoir, upstream from the project, were undertaken. On the basis of these studies, mercury contamination in the lower reservoirs was not expected to be serious.

As part of the review of the impact assessment for the Alaska Highway Gas Pipeline Project (Foothills Pipe Lines (South Yukon) Ltd., 1979), the proponent prepared a number of addenda to the EIS. One of these included a report on the potential for exploitation of the fish and wildlife resources of the Yukon as a result of the project (Foothills Pipe Lines (South Yukon) Ltd., 1981). The document included a review of an Alaskan study in which fish and wildlife harvest data were analyzed to determine the effects of the influx of people associated with the Trans-Alaska Oil Pipeline. In this case, the problems and results of the American experience were considered to be relevant to the situation in the Yukon and conclusions were drawn concerning exploitation, regulations and monitoring.

Part of the pre-project monitoring programme for the Point Lepreau Nuclear Generating Station (Smith *et al.*, 1981) included a resampling of subtidal and intertidal benthic organisms along transects which had been established six years earlier to determine the effects of the cooling water outfall for the nearby Coleson Cove Thermal Generating Station. This information was considered to be "relevant to possible changes which might be induced in ecological parameters by thermal discharges from the Point Lepreau NGS." The results of the survey indicated that ecological changes had occurred, but it was not possible to determine whether they had been caused by the thermal discharge or were related to the general progressive degradation which was occurring along the coastline as a result of pollution and dredging. In either case this information will be important in the interpretation of the results from future monitoring of the Point Lepreau project.

The workshop participants raised two other specific examples where studies of other projects could prove helpful. First, they suggested that, in considering the possible effects of Beaufort Sea dredging on marine life, the impacts of many years of dredging in the Fraser River estuary should be reviewed. In the second case, the participants at one workshop, in considering the potential impacts of a uranium mine, relied heavily on the possibility of being able to measure the body loads of radionuclides in lichens at various distances from existing mining operations.

Pre-Project Experiments

The workshop participants recognized the benefits to be derived from conducting pilot-scale perturbation experiments. However, that we could find little evidence from reviewing Canadian impact assessments where such experiments had been conducted. It would have been possible to present a number of examples drawn from the research writings; though we believe that the simplicity and predictive utility of the following example from a Canadian impact assessment illustrates well the advantages to be gained from such an approach.

As part of the studies undertaken for the impact assessment of the Donohue-St. Félicien kraft pulp mill in northern Quebec, a number of fisheries experiments were undertaken (Eedy and Schiefer, 1977). It had been determined early in the assessment that land-locked salmon, or ouananiche, were a species of concern to both regulatory agencies and the general public. As a result, high priority was given to "predictive research with unique experiments in modelling pollution dispersion and assimilation, simulation of expected effluents, fish behaviour and toxicity bioassays with simulated effluent."

The general experimental approach involved three basic elements. First, aerial and ground surveys of the river indicated that the great majority of spawning and rearing habitats for ouananiche occurred upstream of the proposed site for the mill effluent discharge. The conclusion was that the effluent would not result in physical or chemical impairment of habitat or pose a threat to the sensitive egg and juvenile stages. It could, however, prevent the adult fish from reaching their spawning areas through direct toxicity or through avoidance behaviour.

Although extensive information is available on the reaction of Atlantic salmon to pulp mill effluents, there was a concern that the closely-related ouananiche were physiologically and behaviourally different. Therefore, the second

element involved the design of experiments to determine the extent to which ouananiche would be affected by various concentrations of the expected effluent. Using water from the river and simulated pulp mill effluent based on the proposed design of the mill, bioassay tests were conducted using ouananiche, rainbow trout (to comply with government regulations covering toxicity tests) and Atlantic salmon (as a control species for which abundant toxicity data are available). Three invertebrate species which were important food for ouananiche were also involved in the tests. The results of the trials indicated that no toxicity problem would exist outside of the immediate mixing zone. As a refinement to the experiment, the trials were rerun using heated effluent, with similar results.

The third element in the experimental approach was designed to determine if the effluent would cause an avoidance reaction even though it was not toxic to the fish. To this end, drogue, dye dispersion, bathymetric and current meter studies were conducted at the proposed effluent discharge site. The results were used to determine an optimal diffuser design and location. Unique avoidance reaction experiments involving ouananiche and rainbow trout demonstrated no avoidance or preference reaction at the highest concentrations of effluent expected from the mill.

The results of the experiments demonstrated quite conclusively that the adult ouananiche would not be prevented from going past the site of the mill effluent diffuser to reach their spawning habitat, nor would the effluent affect juvenile stages of the species in the river. And these predictions were made without undertaking expensive and time-consuming surveys to determine the distribution and abundance of the species of concern!

FOR HYPOTHESIS TESTING

"EIA should be concentrating on finding out the impacts of a project so future projects can be better planned in an environmental sense."

At the time this project was initiated, there was a growing realization that impact assessment should be considered as a series of basic, sequential steps. Thus, an initial baseline data collection programme would be used to characterize the pre-project state. Cause and effect studies would then be undertaken to predict how state variables will change as a result of the project activities, and, following start-up of the approved project, monitoring would be used to determine actual impact conditions. This was the sequence of events which defined the process of impact assessment for the purposes of this project (Figure 11-2a). The major change from earlier thinking was the interdependence of the steps involved throughout the process and the recognition of monitoring as an equally important step in the overall assessment process.

What emerged during the first few workshops was a translation of these simple steps into a basic paradigm of impact assessment as viewed by applied scientists (Figure 11-2b). Thus, baseline studies would be directed towards establishing statistically valid descriptions of selected environmental components prior to the onset of the project under consideration. Subsequently, an effort would be made to predict the extent to which the values would change as a result of the project. The project may or may not proceed, in its original or altered form, depending on the reliability and acceptability of the predicted changes. In the event that the project proceeded, baseline variables would be remeasured during project construction and operation to determine the extent to which the predicted changes had occurred. In the schematic of Figure 11-2b it is important to note the continuity of selected variables from baseline studies through the monitoring programme.

This may be a simplistic and narrow view of environmental impact assessment. Nevertheless, although it can take on the most elaborate facades (depending on the complexity of specific projects) this paradigm represents the conceptual framework within which most applied scientists involved in impact assessment studies operate. Thus, regardless of the stage in the planning process in which it is implemented, environmental impact assessment involves implied or explicit predictions of changes in environmental attributes resulting from one or more project configurations or alternatives.

Even the most optimistic applied scientist, using the best tools of the trade, will still recognize our very limited capability to predict ecological changes arising from proposed actions. As a result, there is a growing conviction that development projects must indeed be considered in an experimental context in which operational-phase monitoring is conducted to determine project effects. This is the only concept of impact assessment in which the interdependencies of the various activities become coherent in a scientific sense (Figure 11-2c). The underlying theme is that an impact assessment is not complete until the results from monitoring are available. Such monitoring unequivocally *must* take place in order to test impact hypotheses and predictions.

A few assessments are currently underway or planned which are based on an experimental approach. Although their design may not match the refinements illustrated in Figure 11-2c, they are beginning to bridge the gap between conventional impact assessment and applied ecological research.

The first example was referenced in one of the workshops. Reportedly, an impact assessment conducted for a major causeway to be constructed on the north coast of Alaska recognized the lack of understanding on which to make a reasonable prediction about disruption to the coastal ecosystem. A decision was made to proceed with the structure on the basis that it would be studied in an experimental sense to provide valuable information for future proposed activities of a similar nature.

The assessment for the Point Lepreau Nuclear Generating Station (Smith *et al.*, 1981) incorporates a long-term monitoring programme on the effects of radioactive, thermal and chemical releases from the plant. Although the baseline studies which have been conducted over the last

due to a lack of validated interpretation keys and insufficient user familiarity with the basic concepts of ELS.

Another example of ecological characterization in a generic sense, which demonstrates the approach that can and should be taken, is found in *Polynyas in the Canadian Arctic* (Stirling and Cleator, 1981). The publication summarizes in an organized manner the available information on the physical and biological characteristics of areas of the Arctic Ocean which tend to remain free of ice. A general review is followed by fairly detailed discussions of specific polynyas known to recur from year to year, including a consideration of the potential importance of such areas to various Arctic species. Such background information is extremely relevant to the planning of northern development, and represents the kind of ecological characterization that should form the initial part of any impact assessment studies.

One of the best examples of ecological characterization was part of the Canadian-designed Simpson Lagoon-Jones Islands study (Truett, 1980). The initial phase of the study, referred to as an interdisciplinary synthesis, involved a review of available information on estuaries, lagoons and barrier island systems in general. The focus was on major formative physical processes, hydrographic characteristics and estuarine biology. The generalizations thus derived were compared with the major physical and biological characteristics of Arctic ecosystems as likewise described in the literature. The purpose of the exercise was to proceed from knowledge of relevant systems to a consideration of the Simpson Lagoon-Jones Islands system such that the following initial question could be addressed:

> "Is the Simpson Lagoon-Jones Islands system essential to the well-being of the key species that use it, and, if so, what are the characteristics of its components and processes that make it so?"

We have emphasized throughout this section of the report that it is both necessary and helpful to initiate an impact assessment with very basic concepts about the natural systems involved. Figure 11-1, taken from Truett's (1980) report, illustrates the general level of conceptualization that could be attempted as the result of an ecological characterization. It is a graphical representation of the general understanding that might be derived from a consideration of the basic structural and functional processes. It is also illustrative of the important contribution that ecological characterization can make to the development of a general study strategy for the assessment.

The above-noted examples of ecological characterization are either generic in nature (i.e., not related to a specific impact assessment) or involve relatively well-bounded systems. As such, the application of the concept to projects involving large and complex systems may be questioned. However, the recent Initial Environmental Assessment for hydrocarbon exploration on the Labrador shelf (Petro-Canada, 1982) can be considered as an initial attempt to develop an ecological characterization for an off-shore development. Although the results of the effort are not linked directly in time to the impact assessment, which is expected to be undertaken sometime in the future, it is clear that the two activities are related, "One of the reasons for preparing this Initial Environmental Assessment is to identify the objectives and priorities for future environmental studies that directly benefit hydrocarbon development of off shore Labrador."

The Initial Environmental Assessment for off shore Labrador represents a move towards the concept of ecological characterization as a means for focussing impact assessment studies. It was stated that "the biological data will probably supply the baseline data for those biota most vulnerable to oil spills." The assessment also is noteworthy for providing the following directions for the subsequent environmental impact assessment:

(a) the assessment will concentrate on key species on the basis of their ecological dominance, rarity, economic importance and sensitivity;

(b) a reasonably precise definition is given for the significance of impacts based on reductions in populations and the time required for recovery;

(c) future studies on physical and biological interactions will be designed so that the results will contribute to the prevention or control of pollution;

(d) the need for repetitive, replicate sampling to statistically define the spatial and temporal variability of measured variables is acknowledged; and

(e) the necessity for long-term monitoring based on variables that are reliable indices of environmental change is recognized.

This ecological characterization also provides an example of the beginnings of a study strategy. In this sense, the cod larvae study recommended for implementation if an assessment were required is centred around the impacts of oil on Atlantic cod, the most important commercial species in Labrador waters. A study based on determining the distribution and movements of cod eggs and larvae was suggested to determine the potential for exposure to oil in the event of a major spill. The strategy would include a project to develop a technique for determining if eggs and larvae were exposed to oil. In addition, regional physical oceanographic and meteorological data as well as biological information on lower trophic levels would be collected incidental to the cod study. In the words of the assessment, "The cod larvae study would be closely coordinated with regional physical oceanographic studies to provide the information necessary to interpret the movement of eggs and larvae, and to minimize costs through logistic coordination."

IN SUPPORT OF PREDICTION

Learning from other Projects

"Since experiments take so much time and money, we should concentrate effort on case studies."

"Much more use and emphasis has to be placed on case studies for developing predictive confidence."

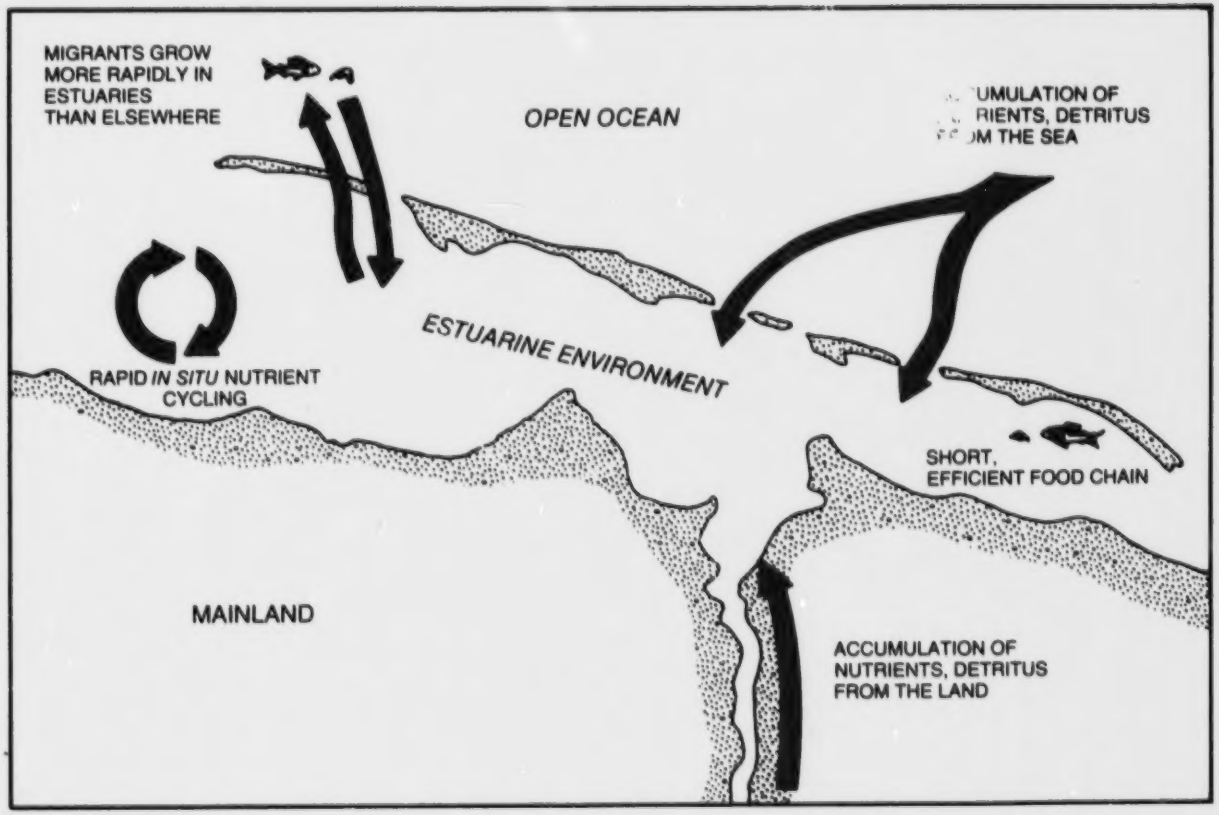


FIGURE 11-1 FACTORS CONTRIBUTING TO HIGH PRODUCTIVITY IN A MARINE LAGOON (FROM TRUETT, 1980).

The workshop participants and the publications made reference to substantial advantages for prediction to be gained from studying the results of previous projects of a similar nature. There are, however, two basic constraints involved in such an approach:

(a) It may be impossible to determine pre-project conditions at the site of the earlier development because of the absence of baseline studies.

(b) It may be inappropriate to extrapolate from the impact of one project to the potential impact of another because of the lack of a measure of the calibration between the environments involved.

Despite these limitations, case studies nevertheless may represent a reasonable basis for predicting future events. Given the logical advantages, it is somewhat surprising, as well as discouraging, to see the limited use made of this approach in impact assessment studies. While it is common for those involved in such studies to draw upon their general knowledge of previous projects or published material based on it, it is unusual for field programmes to examine such projects. Our review of environmental impact assessments uncovered the following few examples.

The Peace-Athabasca Delta Project (Peace-Athabasca Delta Project Study Group, 1973) made reference to an evaluation of drained wetlands in northern Saskatchewan. The results of this study were subsequently used to establish the general time frame required for succession to progress from exposed lake bottom to willow stage (10-15 years).

For the environmental assessment of the Lower Churchill Project Generation Facilities (Lower Churchill Development Corporation Limited, 1980), studies of mercury contamination in fish in the Smallwood Reservoir, upstream from the project, were undertaken. On the basis of these studies, mercury contamination in the lower reservoirs was not expected to be serious.

As part of the review of the impact assessment for the Alaska Highway Gas Pipeline Project (Foothills Pipe Lines (South Yukon) Ltd., 1979), the proponent prepared a number of addenda to the EIS. One of these included a report on the potential for exploitation of the fish and wildlife resources of the Yukon as a result of the project (Foothills Pipe Lines (South Yukon) Ltd., 1981). The document included a review of an Alaskan study in which fish and wildlife harvest data were analyzed to determine the effects of the influx of people associated with the Trans-Alaska Oil Pipeline. In this case, the problems and results of the American experience were considered to be relevant to the situation in the Yukon and conclusions were drawn concerning exploitation, regulations and monitoring.

Part of the pre-project monitoring programme for the Point Lepreau Nuclear Generating Station (Smith *et al.*, 1981) included a resampling of subtidal and intertidal benthic organisms along transects which had been established six years earlier to determine the effects of the cooling water outfall for the nearby Coleson Cove Thermal Generating Station. This information was considered to be, "relevant to possible changes which might be induced in ecological parameters by thermal discharges from the Point Lepreau NGS." The results of the survey indicated that ecological changes had occurred, but it was not possible to determine whether they had been caused by the thermal discharge or were related to the general progressive degradation which was occurring along the coastline as a result of pollution and dredging. In either case this information will be important in the interpretation of the results from future monitoring of the Point Lepreau project.

The workshop participants raised two other specific examples where studies of other projects could prove helpful. First, they suggested that, in considering the possible effects of Beaufort Sea dredging on marine life, the impacts of many years of dredging in the Fraser River estuary should be reviewed. In the second case, the participants at one workshop, in considering the potential impacts of a uranium mine, relied heavily on the possibility of being able to measure the body loads of radionuclides in lichens at various distances from existing mining operations.

Pre-Project Experiments

The workshop participants recognized the benefits to be derived from conducting pilot-scale perturbation experiments. However, that we could find little evidence from reviewing Canadian impact assessments where such experiments had been conducted. It would have been possible to present a number of examples drawn from the research writings; though we believe that the simplicity and predictive utility of the following example from a Canadian impact assessment illustrates well the advantages to be gained from such an approach.

As part of the studies undertaken for the impact assessment of the Donohue-St. Félicien kraft pulp mill in northern Quebec, a number of fisheries experiments were undertaken (Eedy and Schiefer, 1977). It had been determined early in the assessment that land-locked salmon, or ouananiche, were a species of concern to both regulatory agencies and the general public. As a result, high priority was given to "predictive research with unique experiments in modelling pollution dispersion and assimilation, simulation of expected effluents, fish behaviour and toxicity bioassays with simulated effluent."

The general experimental approach involved three basic elements. First, aerial and ground surveys of the river indicated that the great majority of spawning and rearing habitats for ouananiche occurred upstream of the proposed site for the mill effluent discharge. The conclusion was that the effluent would not result in physical or chemical impairment of habitat or pose a threat to the sensitive egg and juvenile stages. It could, however, prevent the adult fish from reaching their spawning areas through direct toxicity or through avoidance behaviour.

Although extensive information is available on the reaction of Atlantic salmon to pulp mill effluents, there was a concern that the closely-related ouananiche were physiologically and behaviourally different. Therefore, the second

element involved the design of experiments to determine the extent to which ouananiche would be affected by various concentrations of the expected effluent. Using water from the river and simulated pulp mill effluent based on the proposed design of the mill, bioassay tests were conducted using ouananiche, rainbow trout (to comply with government regulations covering toxicity tests) and Atlantic salmon (as a control species for which abundant toxicity data are available). Three invertebrate species which were important food for ouananiche were also involved in the tests. The results of the trials indicated that no toxicity problem would exist outside of the immediate mixing zone. As a refinement to the experiment, the trials were rerun using heated effluent, with similar results.

The third element in the experimental approach was designed to determine if the effluent would cause an avoidance reaction even though it was not toxic to the fish. To this end, drogue, dye dispersion, bathymetric and current meter studies were conducted at the proposed effluent discharge site. The results were used to determine an optimal diffuser design and location. Unique avoidance reaction experiments involving ouananiche and rainbow trout demonstrated no avoidance or preference reaction at the highest concentrations of effluent expected from the mill.

The results of the experiments demonstrated quite conclusively that the adult ouananiche would not be prevented from going past the site of the mill effluent diffuser to reach their spawning habitat, nor would the effluent affect juvenile stages of the species in the river. And these predictions were made without undertaking expensive and time-consuming surveys to determine the distribution and abundance of the species of concern!

FOR HYPOTHESIS TESTING

"EIA should be concentrating on finding out the impacts of a project so future projects can be better planned in an environmental sense."

At the time this project was initiated, there was a growing realization that impact assessment should be considered as a series of basic, sequential steps. Thus, an initial baseline data collection programme would be used to characterize the pre-project state. Cause and effect studies would then be undertaken to predict how state variables will change as a result of the project activities, and, following start-up of the approved project, monitoring would be used to determine actual impact conditions. This was the sequence of events which defined the process of impact assessment for the purposes of this project (Figure 11-2a). The major change from earlier thinking was the interdependence of the steps involved throughout the process and the recognition of monitoring as an equally important step in the overall assessment process.

What emerged during the first few workshops was a translation of these simple steps into a basic paradigm of impact assessment as viewed by applied scientists (Figure 11-2b). Thus, baseline studies would be directed towards establishing statistically valid descriptions of selected environmental components prior to the onset of the project under consideration. Subsequently, an effort would be made to predict the extent to which the values would change as a result of the project. The project may or may not proceed, in its original or altered form, depending on the reliability and acceptability of the predicted changes. In the event that the project proceeded, baseline variables would be remeasured during project construction and operation to determine the extent to which the predicted changes had occurred. In the schematic of Figure 11-2b it is important to note the continuity of selected variables from baseline studies through the monitoring programme.

This may be a simplistic and narrow view of environmental impact assessment. Nevertheless, although it can take on the most elaborate facades (depending on the complexity of specific projects) this paradigm represents the conceptual framework within which most applied scientists involved in impact assessment studies operate. Thus, regardless of the stage in the planning process in which it is implemented, environmental impact assessment involves implied or explicit predictions of changes in environmental attributes resulting from one or more project configurations or alternatives.

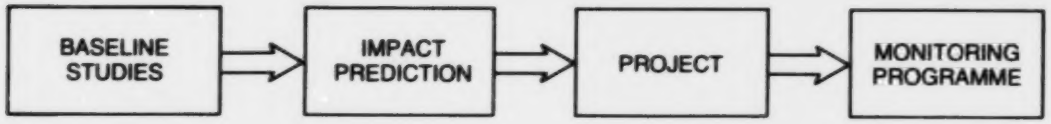
Even the most optimistic applied scientist, using the best tools of the trade, will still recognize our very limited capability to predict ecological changes arising from proposed actions. As a result, there is a growing conviction that development projects must indeed be considered in an experimental context in which operational-phase monitoring is conducted to determine project effects. This is the only concept of impact assessment in which the interdependencies of the various activities become coherent in a scientific sense (Figure 11-2c). The underlying theme is that an impact assessment is not complete until the results from monitoring are available. Such monitoring unequivocally *must* take place in order to test impact hypotheses and predictions.

A few assessments are currently underway or planned which are based on an experimental approach. Although their design may not match the refinements illustrated in Figure 11-2c, they are beginning to bridge the gap between conventional impact assessment and applied ecological research.

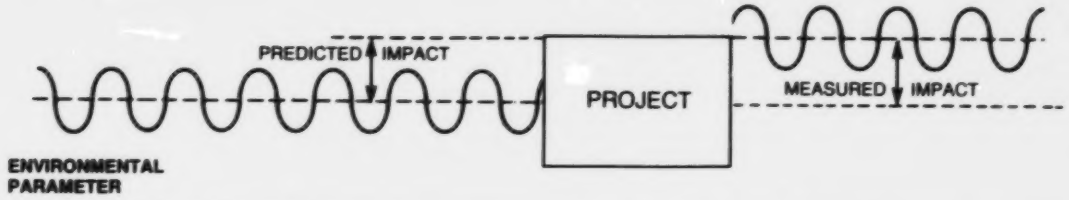
The first example was referenced in one of the workshops. Reportedly, an impact assessment conducted for a major causeway to be constructed on the north coast of Alaska recognized the lack of understanding on which to make a reasonable prediction about disruption to the coastal ecosystem. A decision was made to proceed with the structure on the basis that it would be studied in an experimental sense to provide valuable information for future proposed activities of a similar nature.

The assessment for the Point Lepreau Nuclear Generating Station (Smith *et al.*, 1981) incorporates a long-term monitoring programme on the effects of radioactive, thermal and chemical releases from the plant. Although the baseline studies which have been conducted over the last

a) SIMPLISTIC VIEW OF MAJOR EIA STEPS



b) AN OPERATIONAL PARADIGM



c) THE PROJECT AS AN EXPERIMENT

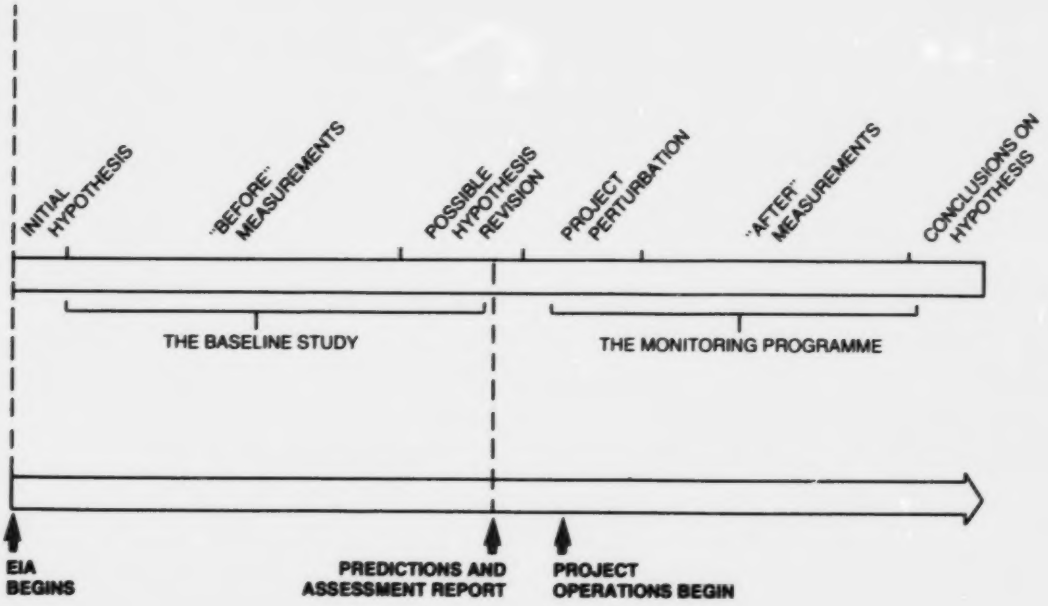


FIGURE 11-2 EVOLUTION OF IMPACT ASSESSMENT PARADIGMS.

few years are an afterthought of the actual assessment process, they are *designed* to be continued well into the operational phase of the plant with the specific objective to measure changes from background conditions. In the context of the definition adopted in this report, they are true baseline studies. The Point Lepreau project also underlines another timing aspect which is often overlooked in impact assessment. The formal assessment was completed in 1975, but the plant began operation only in 1982. This would have allowed seven years for baseline studies, in addition to whatever pre-assessment studies were undertaken. Although the current baseline programme has only been ongoing since 1979, it still shows how important protracted construction times can be when the assessment process is considered in a broader time frame.

The last case illustrates an example introduced earlier in which the impact assessment studies were designed within the concept of the project as an experiment, that is: (i) it was clear from the beginning that potentially important impacts could not be predicted with reasonable accuracy or reliability, (ii) there was an early commitment to continue the studies until the effects of the project could be determined, and (iii) it was recognized that the results of the experimental studies would have direct application in other projects of a similar nature. The example is a comprehensive study undertaken as part of the environmental impact assessment for the Upper Salmon Hydroelectric Development (Newfoundland and Labrador Hydro, 1981a). The proponent acknowledged the inability to predict the effects of the project on three local caribou herds and, with the cooperation of the Newfoundland Wildlife Division (Mahoney, 1980), a study was designed to embrace six years of data collection beginning two years before project construction and continuing on for two years after operation commences.

Specifically, the hydroelectric project lies directly on an historical caribou migration path between winter and summer ranges with important calving and post-calving areas in the immediate vicinity. The concern arose about whether the project might interfere with annual migration to the extent that the status of the herds may be jeopardized.

The first year studies were the most comprehensive. Both spring and winter censuses were undertaken for the three herds using a combination of block and strip census techniques. Extensive aerial observations were then used to allow detailed documentation of herd structure. Radio collars were attached to approximately 100 caribou which were tracked throughout the year. An interpretation of the data provided an indication of the migratory habits and various behavioural characteristics of the herds.

The radio-collaring programme will continue for a number of years with a smaller number of animals. Once complete, the study is expected to demonstrate if the construction and presence of the hydroelectric project have interfered with established patterns of caribou behaviour that could possibly translate into a substantial decline in the size of the herds.

The proponent initiated another study which is complementary to the investigations described above in that it provided field observations of caribou responses to particular project elements and activities such as blasting, vehicular traffic, physical structure, and so on. It became obvious during the initial stages of the assessment that any prediction of impacts on caribou would be tentative at best without specific knowledge of such interactions. The study focussed especially on the very vulnerable post-calving stage when does and calves move through the project area. The study provided information on caribou 'time budgets' (that is, proportions of time spent in various activities), cow-calf interactions and alarm reactions in relation to the construction activities of the project.

It appears that much of the motivation for the study was a conviction by both the proponent and the government agency that the results would be essential for (i) improving the prediction of effects of future hydroelectric developments on caribou in the province and (ii) designing more effective mitigation strategies.

Part III

Opportunities for Change

12 — REQUIREMENTS FOR ORGANIZING AND CONDUCTING ECOLOGICAL IMPACT STUDIES

This chapter contains a basic set of requirements for impact studies in support of environmental assessment. The need for standard requirements was widely recognized among participants at the regional workshops and many have called upon this research project to provide such guidance. Based on our interpretation of discussions at the workshops and other inputs, the following set of requirements was developed to reflect expectations which are well within the grasp and capabilities of the environmental assessment community in Canada.

The requirements are based on a number of fundamental premises and assumptions which are very important to their application. First, they were structured so as to be implementable within all impact assessment processes in Canada. None of the requirements are so peculiar that their application should be constrained by any particular administrative or review mechanism. Secondly, the requirements are applicable to the planning and conduct of ecological studies in support of impact assessments for all types of projects in all geographic areas across Canada. These two levels of generality were considered necessary to ensure common applicability to all impact assessments conducted in Canada.

The concepts addressed in the requirements remain very simple, yet are open-ended with respect to the degree of complexity or expansion to which they can be taken. In other words, they provide considerable latitude for elaborating the concepts to any level of sophistication that suits the particular project, environment, or persons involved.

We have also limited the requirements to very basic scientific considerations. It was tempting to include a host of other, more specific topics as discussed in previous chapters of the report; the temptation was resisted for a number of reasons. First, the more specific the requirement, the less likely it will be applicable in all assessments under all administrations. Secondly, the concepts embodied in the requirements are appropriately considered in planning and designing the ecological component of an assessment. These early activities are critical to the integrity of the entire assessment, and scientific improvements are most effectively realized at this stage. Finally, by remaining at a conceptual level, practitioners are allowed maximum flexibility to practice imaginitive, rigorous science in pursuit of the assessment objectives. The requirements established here provide the impact assessment context within which such science should take place.

As impact assessment currently is practiced, there is little apparent recognition of the limitations operating on the assessment activities. The requirements, when adopted, should force all the limitations and constraints that pertain to the ecological aspects of the assessment to become transparent early in the process. Only then can one determine what realistically can be achieved through ecological study and predictive analysis.

The requirements should be viewed as representing the minimum substantive content for ecological impact studies. They should be adopted as binding, not optional. Proponents and consultants should be expected to meet the requirements as they conceptualize and plan assessments and component studies. Reviewers should use the requirements as a general framework for judging the scientific acceptability of the environmental assessment. Adoption of the requirements in this respect will not preclude the need for reviewers to critically examine the details of study design and data interpretation within the particular assessment in question. However, this task will undoubtedly be facilitated under the umbrella of the more general ecological requirements.

Unsuccessful attempts to apply any of the requirements do *not* reflect an unacceptable assessment from an ecological point of view; they reflect immutable constraints within which the assessment must take place. Thus, all parties can gain an early appreciation of the limitations operating on the assessment and can either accept them or attempt to overcome them.

The requirements should find expression in the two elements of environmental assessment common to most administrative processes, namely, the guidelines and the assessment report. We suggest that the requirements should not replace impact assessment guidelines (for indeed, the guidelines pertain to the whole assessment, whereas the requirements as set below pertain to the role of ecology in impact assessment), but rather should form an integral part of those guidelines. Admittedly, the adoption of these requirements will necessitate some fundamental reorganization and refocus in some of the sets of guidelines currently used in Canada but this is not expected to be a major obstacle in adopting the requirements.

Regard for the requirements should also be expressed in the assessment report (or the so-called environmental impact statement). Authors of such reports should present evidence that attempts were made to meet the requirements, and to present the results of such efforts, successful or not. Thus, anyone who reviews the report would have a common basis for beginning to judge the scientific adequacy of the impact assessment.

The reader should consider the requirements within the context of the entire report. It will be noted that the requirements do not explicitly deal with many of the principles, techniques and approaches discussed in detail throughout the report. We consider such principles and approaches to

have great potential to contribute to an upgrading of the ecological basis of environmental assessment; practitioners would do well to make maximum use of them in designing and conducting assessments. Nonetheless, it would be unreasonable to set such detailed considerations as requirements of all assessments. The discretion of those who are planning and reviewing an environmental impact assessment should predominate in determining the most appropriate combination of ecological principles and approaches for that particular assessment.

Thus, the report differentiates between concepts that are optional but extremely valuable when incorporated into an ecological impact assessment and those which we believe should become mandatory exercises in all assessments. The requirements listed below reflect the latter.

The universal application of these impact study requirements would represent a major but attainable step towards ecological improvements in environmental impact assessment in Canada. Adoption of the requirements does not necessarily imply a new advanced level of sophistication in undertaking an assessment; it implies an effort at planning the assessment similar to the organized effort that goes into planning the project itself.

FACILITATING IMPLEMENTATION

How can basis set of criteria for conducting environmental impact assessments be implemented? Since the requirements which follow will serve little purpose if they are not applied, the question of an appropriate means of implementation becomes crucial to the outcome of this research project.

It is not enough to say that the requirements should be adopted by the key groups participating in an impact assessment; this gives no indication of *how* they should be used. Nor is it sufficient simply to have the requirements incorporated into assessment guidelines since such requirements will need a scientific interpretation appropriate to each individual assessment. The best chance for implementation lies in having the requirements form the basis for joint planning of the impact assessment between proponents and the government agency administering the assessment review process.

All such agencies in Canada are urged to establish a core group of technical advisors for each impact assessment undertaken. The group would be expected to work with the proponent's scientific staff and consultants in developing a mutually agreeable design for the assessment *before* the individual studies are undertaken. This degree of co-operation will undoubtedly be criticized by those concerned with maintaining an arm's length philosophy on the part of the agencies administering assessment procedures. By the same token, if we continue to consider co-operation as subversion, then there is little to do except develop longer and more complex guidelines.

The core group of advisors would be important participants in the final technical review of the assessment. In the event that the agreed assessment design was changed or not followed by the proponent, the core group would require justification. It would also be in a position to advise the review agency on the validity of the proponent's interpretation of the study results, a key factor in the process of impact assessment. The importance of the perceived independence and credibility of the government agency will have to be weighed against the pressing requirements to obtain the most reliable scientific data and advice possible. Obviously, some degree of compromise is necessary. In any event, it will always be the responsibility of the review agency to interpret the final results of the assessment and makes its decisions thereon.

One of the most important roles for a core advisory group would be to work with the proponent in developing an appropriate monitoring strategy and to assist the review agency in interpreting the results of, and limitations on, a monitoring programme.

In summary, the following Requirements for Organizing and Conducting Ecological Impact Studies could form the general framework within which the detailed plans for an impact assessment are worked out co-operatively by the core group of advisors to the agency and the scientific staff and consultants of the project proponent.

THE REQUIREMENTS

Requirement to Identify the Valued Ecosystem Components

It is impossible for an impact assessment to address all potential environmental effects of a project. Therefore, it is necessary that the environmental attributes considered to be important in project decisions be identified at the beginning of an assessment. This will normally require some form of public consultation or social scoping exercise to determine the values attached to various ecosystem components. Both the views expressed by the general public and those of the professional community should be considered when determining these values.

Based on the results of the scoping exercise, proponents and reviewers will have to agree on an initial set of valued ecosystem components for the assessment. Studies would subsequently be designed to investigate potential changes in these components. It is recognized that further concerns may be identified and studied as the assessment proceeds.

Experience indicates that without the early identification of valued ecosystem components, an environmental impact assessment will have little obvious direction, and the resulting diffusion of effort will lead to equivocal evaluation of important factors.

ENVIRONMENTAL IMPACT ASSESSMENTS SHOULD BE REQUIRED TO IDENTIFY AT THE BEGINNING OF THE ASSESSMENT AN INITIAL SET OF VALUED ECOSYSTEM COMPONENTS TO PROVIDE A FOCUS FOR SUBSEQUENT ACTIVITIES.

(a) A variety of mechanisms may be appropriate for developing a set of valued ecosystem components. A social scoping exercise in which all interested parties are given an opportunity to submit opinions and suggestions is recommended. The means and criteria used in selecting the valued ecosystem components should be explicitly stated.

(b) The extent to which predicted changes in the valued ecosystem components are expected to influence project decisions should be made clear.

Requirement to Define a Context for Impact Significance

Every assessment utimately focusses on the question of whether the predicted impacts are significant. Objective criteria for determining impact significance will reduce misunderstandings when an assessment is reviewed and can greatly facilitate study planning if developed early in the process. With no criteria nor context for judging impact significance, participants in the assessment process can adopt any interpretation according to their own objectives.

Three interpretations of impact significance have been identified for environmental assessment purposes: (i) statistical significance (related to problems of isolating project-induced changes from natural variation), (ii) ecological considerations (related to the importance of project-induced changes from a purely ecological perspective, independent of social values), and (iii) social importance (related to the acceptability of project-induced changes in valued ecosystem components). An overriding consideration is the degree to which project-induced changes are expected to affect project decisions.

The comprehensiveness and complexity of the criteria used to define impact significance do not determine their adequacy. Simple definitions may suffice.

ENVIRONMENTAL IMPACT ASSESSMENTS SHOULD BE REQUIRED TO DEFINE A CONTEXT WITHIN WHICH THE SIGNIFICANCE OF CHANGES IN THE VALUED ECOSYSTEM COMPONENTS CAN BE DETERMINED.

(a) Criteria for impact significance should reflect statisitical, ecological and social interpretations of the concept. Statistical interpretations should recognize difficulties in detecting project-induced changes in valued ecosystem components. Ecological criteria may include important natural processes such as primary production, and important ecosystem components such as major prey species. Social importance criteria may reflect a wide range of perspectives on the values attached to various ecosystem components.

(b) Terms used to describe the significance of project-induced changes in valued ecosystem components (e.g., major, short-term, regional) should be unambiguously defined. If they can not, reasons should be given. Such terms are subject to a wide range of interpretations in the absence of clear definitions.

Requirement to Establish Boundaries

The importance of identifying time and space boundaries early in an environmental assessment is widely recognized. Such boundaries are critical to study design, the interpretation of results, the prediction of impacts, and the determination of impact significance. Four categories of boundaries should be considered, including: (i) administrative boundaries (time and space limitations imposed for political, social or economic reasons), (ii) project boundaries (time and space scales over which the project extends), (iii) ecological boundaries (time and space scales over which natural systems function, and (iv) technical boundaries (the limitations imposed by the unpredictability of natural systems and by our limited capabilities to measure ecological change).

Different sets of boundaries may apply for different ecosystem components within the same assessment. Normally the administrative and project boundaries are identified before the ecological and technical limits are established. The constraints and limits as embodied in this broad interpretation of the concept of boundaries must be clearly set out and agreed upon as early as possible in an environmental assessment.

ENVIRONMENTAL IMPACT ASSESSMENTS SHOULD BE REQUIRED TO SHOW CLEAR TEMPORAL AND SPATIAL CONTEXTS FOR THE STUDY AND ANALYSIS OF EXPECTED CHANGES IN VALUED ECOSYSTEM COMPONENTS.

(a) An assessment should acknowledge first the boundaries imposed for administrative reasons, and the consequent limitations on the utility of the assessment. Examples include multiple political jurisdictions and trans-boundary pollution problems.

(b) Within the administrative constraints, an assessment should identify the temporal and spatial limits as dictated by the project proposal. Examples include the duration of construction and operation phases of the project, and the spatial extent of physical structures and transportation corridors.

(c) Ecological boundaries are normally considered in relation to administrative constraints and project limits. In a spatial sense, ecological boundaries should reflect, among other things, transport mechanisms and migration. Temporally, they should reflect the response and recovery times of affected systems. Attention should be given to the level of resolution at which various ecosystem components are studied within the designated boundaries.

(d) There are technical constraints to meeting the desired objectives for the assessment apart from the administrative, project and ecological boundaries. Two examples of technical constraints include difficulties in undertaking adequate sampling programmes for some species, and difficulties in predicting changes in poorly understood ecosystem components.

Requirement to Develop and Implement a Study Strategy

More than any other single factor under the control of the investigator, the use of an overall study strategy is most critical to the effective deployment of time and resources in ecological assessment studies. Development of a study strategy will greatly assist the process of refining a general concern for a valued ecosystem component into a specific question which can be answered through detailed study. Study strategies could provide a suitable basis for early formal review in an environmental assessment and may facilitate the communication of assessment results in professional and public forums.

The development of a study strategy should proceed from a conceptualization of the project and the valued ecosystem components, through an analysis of how interactions between the project and those components can be investigated, to the selection of appropriate tactical study options. Thus, apart from reconnaissance investigations which may be needed to provide some early, preliminary understanding of the natural environment, study strategies must be in place before field or laboratory studies begin.

ENVIRONMENTAL IMPACT ASSESSMENTS SHOULD BE REQUIRED TO DEVELOP AN EXPLICIT STRATEGY FOR INVESTIGATING THE INTERACTIONS BETWEEN A PROJECT AND EACH VALUED ECOSYSTEM COMPONENT, AND TO DEMONSTRATE HOW THE STRATEGY IS TO BE USED TO CO-ORDINATE THE INDIVIDUAL STUDIES UNDERTAKEN.

(a) A study strategy should incorporate a conceptual outline of the proposed project in an ecological setting, as well as conceptual views of ecological structure and function within the receiving environment. This conceptualization would explore the linkages between the project and the valued ecosystem components through suspected cause and effect relationships.

(b) A process of ecological scoping should be used to determine the possibilities for investigating ecological changes. If an interaction between the project and a particular valued ecosystem component is expected, the assessment should first explore how the interactions might be studied directly. If necessary, indirect avenues of study should be examined. Should the study and analysis of changes in certain valued ecosystem components be considered impossible, the assessment may resort to the study of relevant indicator components.

(c) Detailed studies are designed as a final stage in developing a study strategy. The assessment should make clear how every individual study undertaken contributes to the implementation of the study strategies developed.

Requirement to Specify the Nature of Predictions

In many respects impact assessment is equivalent to impact prediction. To be most useful, predictions must: (i) fulfil the environmental assessment objective of contributing to informed decision-making, (ii) contain an estimate of the uncertainty expected, and (iii) be testable through a monitoring programme. Predictions which amount to vague, generalized speculations are of little value in any of these contexts. Much more detail on the basis for predictions and on the qualifications attached to predictive statements is required.

Predictions may legitimately be based on any combination of speculation, professional judgement, experience, experimental evidence, quantitative modelling, and others. It is important that the predictive analysis make explicit the basis upon which the predictions are made.

The general capability for predicting ecological events is recognized as being weak — changes in physical variables are much more readily predicted in a quantitative sense than are changes in biotic variables. In view of this, predictive statements should be accompanied by a discussion of the limitations of the analysis.

ENVIRONMENTAL IMPACT ASSESSMENTS SHOULD BE REQUIRED TO STATE IMPACT PREDICTIONS EXPLICITLY AND ACCOMPANY THEM WITH THE BASIS UPON WHICH THEY WERE MADE.

(a) The predictive analysis should strive to ascertain the nature, magnitude, duration (timing), extent (geographic distribution), level of confidence, and range of uncertainty of the predicted changes. Reasons should be given if any of the above cannot be ascertained.

Requirement to Undertake Monitoring

The need for monitoring of ecological change is well established — we must have some degree of ecological investigation during the construction, operation and abandonment phases of development projects if we are to improve our capabilities in impact prediction and assessment. More specifically, monitoring of impacts is required to (i) test impact predictions and hypotheses, thus contributing to the body of knowledge for future assessments, and (ii) test mitigative measures, thus ensuring the protection of valued ecosystem components.

From a scientific point of view, ecological monitoring plays a crucial role in overall study design. Baseline studies, predictions or hypotheses, and monitoring of effects are all required for even semi-conclusive statements to be made about changes in valued ecosystem components.

Programmes for monitoring the effects of a project must be well defined and focussed to prevent the concept from becoming an excessive drain on time and money resources.

It is recognized that predicted changes in certain valued ecosystem components may not require monitoring following project initiation. Thus, the time and resources available for monitoring can be concentrated on changes in those components most poorly understood or most critically in need of protection.

ENVIRONMENTAL IMPACT ASSESSMENTS SHOULD BE REQUIRED TO DEMONSTRATE AND DETAIL A COMMITMENT TO A WELL DEFINED PROGRAMME FOR MONITORING PROJECT EFFECTS.

(a) The design of a monitoring programme should be part of the development of a study strategy for any valued ecosystem component. Thus, baseline studies and predictions would be designed so that conclusive statements could be made once the monitoring studies are complete.

(b) An assessment should make absolutely clear the need for the results and the expected duration of the monitoring studies. The programme should remain flexible enough to be adjusted as appropriate to meet its objectives.

13 — RECOMMENDATIONS

In addition to the Requirements for Organizing and Conducting Ecological Impact Studies, the research project has identified several other initiatives which would facilitate and encourage a more scientific approach to environmental impact assessment. The following recommendations pertain to the administrative and institutional aspects of impact assessment.

Recommendation 1 — Adoption of the Requirements

Implementation of the Requirements for Organizing and Conducting Ecological Impact Studies is expected to occur mainly through assessment guidelines or terms of reference. However, successful application of the requirements will not occur unless they are endorsed by all the parties associated with the environmental assessment process, especially the review agencies, proponents, consultants, and professional organizations. The requirements must be widely accepted and must be seen to contribute to an improved scientific basis for impact assessment.

IT IS RECOMMENDED THAT ALL GROUPS ACTIVELY INVOLVED IN ENVIRONMENTAL IMPACT ASSESSMENT ADOPT THE REQUIREMENTS FOR ORGANIZING AND CONDUCTING ECOLOGICAL IMPACT STUDIES.

(a) Agencies that administer impact assessment procedures should incorporate the requirements into their policy documents and into assessment guidelines which they issue. As well, technical advisors should be requested to take the requirements into account when reviewing assessment studies.

(b) Project proponents should advise their environmental staff and consultants to adhere to the requirements when planning and undertaking assessment studies.

(c) Professional organizations and industrial associations should advocate the requirements as performance standards for their members involved in assessment studies and should encourage their use as a basis for further study and elaboration by the professional community.

(d) Environmental consultants could use the requirements when preparing proposals to undertake assessment studies, and should adhere to them when designing and conducting such studies.

Recommendation 2 — Agency Advisory Committees

This research project benefited from the contributions of a scientific advisory committee composed of individuals from university, industry, government and the consulting community. The committee periodically reviewed the results of the project and advised on future activities.

Agencies that administer assessment procedures often do not have the expertise needed to deal with scientific matters related to environmental assessment. The concept of a scientific advisory committee should be of interest to such agencies. The committee could provide unbiased advice on numerous matters related to scientific practice in impact assessment, and other matters in general support of the assessment process.

IT IS RECOMMENDED THAT AGENCIES ADMINISTERING ENVIRONMENTAL IMPACT ASSESSMENT PROCEDURES IN CANADA EACH ESTABLISH A SMALL COMMITTEE OF EXPERTS TO PROVIDE GENERAL ADVICE ON SCIENTIFIC MATTERS RELATED TO ENVIRONMENTAL ASSESSMENT.

(a) The committee should review the policies and procedures under which the organization operates, and should advise on changes required to support a more scientific approach to assessment studies.

(b) The committee should assist the agency in ranking priorities for impact assessment research needs. Such ranking could include soliciting the opinions of proponents, consultants and research scientists, reviewing major research programmes relevant to environmental assessment, and informing research agencies of the main areas of knowledge deficiencies.

(c) The committee should encourage regular, non-adversarial meetings with representatives of the agency, proponents, consultants, research scientists and resource managers. Such meetings should address the current state of affairs in environmental assessment, should attempt to resolve outstanding issues, and should recommend changes in procedures and requirements to continually refine the process.

(d) The committee should encourage the agency and other relevant organizations to co-operate in organizing and conducting impact assessment training activities, including technical workshops and short courses.

(e) The committee should advise the agency on initiatives to be taken in developing in depth studies on several major problem areas in impact assessment including socioeconomic aspects, the cumulative effects of several projects in one area, regional environmental assessment, risk analysis, impact prediction and mitigation, and others. Such research

efforts should involve broad based support and participation.

(f) The committee should advise the agency on initiatives to promote information transfer and dissemination. Initiatives of particular utility to scientific practice within impact assessment include a central storage and retrieval system for all environmental assessment reports and documents prepared under the agency's procedures, an up-to-date annotated bibliography of relevant research, and case studies of impact assessments which may serve as model approaches for certain scientific aspects of environmental assessment.

Recommendation 3 — Monitoring as Part of the Assessment Process

In spite of the widely recognized importance of monitoring in environmental assessment, the assessment processes as administered in Canada generally are terminated in a formal sense after impact statements have been reviewed and project decisions are made. The Requirements for Organizing and Conducting Ecological Impact Studies include a requirement for the monitoring of project effects. While the successful implementation of this requirement (and the others) depends on its acceptance by the assessment community, it must also be acknowledged by fundamental changes in assessment procedures. The following recommendation recognizes the special procedural attention needed to translate the concept of monitoring into application.

IT IS RECOMMENDED THAT ENVIRONMENTAL IMPACT ASSESSMENT AGENCIES UNDERTAKE WHATEVER PROCEDURAL CHANGES ARE NECESSARY TO HAVE MONITORING FORMALLY RECOGNIZED AS AN INTEGRAL COMPONENT OF THE ASSESSMENT PROCESS.

(a) Guidelines or terms of reference should place emphasis on monitoring of effects as an integral part of the design of impact studies.

(b) Environmental impact statements should provide as much rationale and technical detail for monitoring studies as for pre-project studies.

(c) Agencies should clearly establish for each environmental impact assessment the responsibilities of government agencies and proponents for conducting and reviewing monitoring programmes.

Recommendation 4 — Professional Involvement in Environmental Assessment

There has been a widespread conviction within the scientific community in Canada that environmental assessment studies are largely pseudo-scientific and are to be avoided. However, the scientific basis for impact assessment is improving, and the general adoption of the Requirements for Organizing and Conducting Ecological Impact Studies will see a substantial upgrading of the scientific quality of assessment studies. As the practice of environmental assessment improves, the involvement of research scientists and natural resource experts should be fostered in every way possible.

IT IS RECOMMENDED THAT ORGANIZATIONS AND INSTITUTIONS WHICH EMPLOY RESEARCH SCIENTISTS AND NATURAL RESOURCE EXPERTS ACTIVELY ENCOURAGE THEIR INVOLVEMENT IN ENVIRONMENTAL IMPACT ASSESSMENT.

(a) The organizations and institutions should stress the importance of cooperative research and study programmes as supportive activities for impact assessment.

(b) The contributions of research scientists and experts to environmental assessment should be recognized in performance appraisals and career advancements.

(c) Increased opportunities should be provided for employees to engage in short-term transfers of work or leaves of absence related to environmental impact assessment.

Appendices

APPENDIX A

WORKSHOP PARTICIPANTS

Halifax Workshop

S. Conover	MacLaren Plansearch Limited, Dartmouth
R. Côté[1]	Environment Canada, Dartmouth
A. Ducharme	Dept. Fisheries and Oceans, Halifax
D. Gordon	Dept. Fisheries and Oceans, Dartmouth
H. Hall	Environment Canada, Dartmouth
H. Hirvonen	Environment Canada, Dartmouth
D. Kelly	Environment Canada, Dartmouth
L. MacLeod	N. S. Dept. Fisheries, Halifax
D. Nettleship	Environment Canada, Dartmouth
J. G. Ogden III	Dalhousie University, Halifax
D. O'Neill	Environment Canada, Bedford
F. Payne	N. S. Dept. Lands and Forests, Kentville
C. Ross	Mobil Oil Limited, Halifax
M. Westaway[2]	British Petroleum, London

Vancouver Workshop

A. Cornford	Dept. Fisheries and Oceans, Sidney
K. Hall	University of British Columbia, Vancouver
C. S. Holling[2]	University of British Columbia, Vancouver
R. Jakimchuk	Renewable Resources Cons. Services, Sidney
C. Johansen	Swan Wooster Eng. Co. Ltd., Vancouver
G. Kaiser	Environment Canada, Delta
R. MacDonald	Dept. Fisheries and Oceans, Sidney
D. Marshall[1]	Federal Environ. Assess. Review Office, Vancouver
A. Milne	Dome Petroleum, Calgary
E. Owens	Woodward-Clyde Consultants, Victoria
E. Peterson	Western Ecological Services (B. C.) Ltd., Sidney
W. Rees	University of British Columbia, Vancouver
W. Speller	Petro-Canada, Calgary
A. Tamburi	Western Canada Hydraulic Labs. Ltd., Port Coquitlam
M. Waldichuk	Dept. Fisheries and Oceans, Vancouver
J. Wiebe	Environment Canada, Vancouver

Edmonton Workshop

T. Barry	Environment Canada, Edmonton
N. Brandson	Manitoba Dept. Environment, Winnipeg
W. Fuller	University of Alberta, Edmonton
S. Hirst	B. C. Hydro, Vancouver
R. Hofer	Environment Canada, Regina
R. Livingston	N. W. T. Dept. Renewable Resources, Yellowknife
E. MacDonald	B. C. Hydro, Vancouver
R. Morrison	Dept. Indian Affairs and Northern Dev., Ottawa
G. Rempel	Esso Resources Canada Ltd., Calgary
R. Stone	Alberta Environment, Edmonton
C. Surrendi[1]	Hardy Associates (1978) Ltd., Edmonton
J. Truett[2]	LGL Limited, Grand Junction, Colorado
J. Verschuren	University of Alberta, Edmonton
G. Walder	Aquatic Environments Ltd., Calgary
S. Zoltai	Environment Canada, Edmonton

Toronto Workshop

J. Carreiro	Environment Canada, Ottawa
D. Heath	Ontario Hydro, Toronto
D. Hoffman	University of Waterloo, Waterloo
G. Hughes	Environment Ontario, Toronto
S. Llewellyn	Environment Canada, Toronto
P. Peach	Brock University, St. Catharines
F. Pollett[2]	Environment Canada, St. John's
R. Ruggles	Ontario Hydro, Toronto
B. Savan	Environment Ontario, Toronto
K. Schiefer	Beak Consultants Limited, Mississauga
J. Sparling	Environmental Applications Group Ltd., Toronto
D. Thomson	LGL Limited, Toronto
B. Thorpe	Environment Ontario, Toronto
D. Young[1]	Environment Ontario, Toronto

Brandon Workshop

L. Barnthouse[2]	Oak Ridge National Laboratory, Tennessee
P. Boothroyd	Environment Canada, Winnipeg
N. Brandson[1]	Manitoba Dept. Environment, Winnipeg
D. Brown	Manitoba Dept. Environment, Winnipeg
L. K. Caldwell	Indiana University, Bloomington
R. Clarke	Dept. Fisheries and Oceans, Winnipeg
A. Derksen	Manitoba Dept. Natural Resources, Winnipeg
P. Duffy	Federal Environ. Assess. Review Office, Hull
W. Fraser	Hudson Bay Mining and Smelting Co. Ltd., Flin Flon
H. Gavin	Environment Canada, Winnipeg
G. Mills	Manitoba Dept. Agriculture, Winnipeg
R. Riewe	University of Manitoba, Winnipeg
R. Rounds	Brandon University, Brandon
K. Simmons	University of Manitoba, Winnipeg
M. Staley	E. S. S. A. Ltd., Vancouver
G. Teleki	Ontario Ministry Municipal Aff. and Housing, Toronto
R. Thomasson	Manitoba Dept. Natural Resources, Winnipeg
D. Wotton	Manitoba Dept. Environment, Winnipeg

Saskatoon Workshop

A. G. Appleby	Dept. of Northern Saskatchewan, Prince Albert
F. M. Atton	Sask. Dept. Tourism and Ren. Resources, Saskatoon
D. Botting	Executive Council Sask. Government, Regina
W. Clifton	Clifton Associates Ltd., Saskatoon
W. E. Cooper[2]	Michigan State Univ., East Lansing
A. Dzubin	Environment Canada, Saskatoon
E. Jonescu	University of Regina, Regina
D. Lush	Beak Consultants Limited, Mississauga
G. Mutch[1]	Saskatchewan Environment, Regina
R. Neumeyer	Environment Canada, Regina

G. W. Pepper	Sask. Dept. Tourism and Ren. Resources, Saskatoon
K. Reid	Potash Corp. of Saskatchewan, Saskatoon
P. Tones	Saskatchewan Research Council, Saskatoon
R. E. Walker	Saskatchewan Environment, Regina
B. Zytaruk	Saskmont Engineering, Saskatoon

St. Andrews Workshop

B. Ayer	N. B. Dept. Environment, Fredericton
G. L. Baskerville	N. B. Dept. Natural Resources, Fredericton
A. Boer	N. B. Dept. Natural Resources, Fredericton
F. Cardy	N. B. Dept. Environment, Fredericton
J. Carter	Martec Limited, Halifax
E. B. Cowell[2]	British Petroleum, London
J. Henderson	N. B. Environmental Council, Fredericton
D. Keppie	University of New Brunswick, Fredericton
K. Langmaid	St. Andrews
A. MacKay	Marine Research Associates, St. Andrews
P. Monti[1]	N. B. Dept. Environment, Fredericton
D. Scarratt	Dept. Fisheries and Oceans, St. Andrews
J. Seibert	Dept. Fisheries and Oceans, Halifax

Montreal Workshop

J.-L. Belair	Environnement Canada, Ste.-Foy
F.-R. Boudreault	Ministère de l'Environnement, Ste.-Foy
A. Dumouchel	Eco-recherches Inc., Pointe Claire
P. Jacobs[1]	Université de Montréal, Montréal
B. Lafargue	Université de Montréal, Montréal
M. Lagace	Ministère du Loisir, Chasse et Pêche, Orsaineville
D. Lehoux	Environnement Canada, Ste.-Foy
A. Marsan	A. Marsan et Associés, Inc., Montréal
A. Penn	Grand Council of the Crees, Montreal
D. Rosenberg[2]	Dept. Fisheries and Oceans, Winnipeg
J.-L. Sasseville	Université de Québec, Ste.-Foy

St. John's Workshop

D. Barnes[1]	Nfld. Dept. Environment, St. John's
G. F. Bennett	Memorial Univ. of Newfoundland, St. John's
E. Birchard	Imperial Oil Limited, Toronto
I. Borthwick	Woodward-Clyde Consultants, St. John's
R. Buchanan	LGL Limited, St. John's
B. W. Bursey	Nfld. and Labrador Hydro, St. John's
L. Davidson	Newfoundland Seaconsult Ltd, St. John's
J. A. Hancock	Nfld. Dept. Culture, Recreation and Youth, St. John's
G. Hunter	Hunter and Associates, Mississauga
B. Johnson	Environment Canada, Sackville (N. B.)
C. Noll	Nfld. Petroleum Directorate, St. John's
T. Northcott	Northland Associates Limited, St. John's
J. Osborne	Environment Canada, St. John's
G. Payne	Dept. Fisheries and Oceans, St. John's
L. Rowe	Mobil Oil Limited, St. John's
R. J. Wiseman	Dept. Fisheries and Oceans, St. John's

Mont Ste. Marie Workshop

R. Baker	Environment Canada, Hull
H. Boyd	Environment Canada, Hull
J. Donihee	N. W. T. Dept. Renewable Resources, Yellowknife
P. Duffy[1]	Federal Environ. Assess. Review Office, Hull
J. England	University of Alberta, Edmonton
D. Gamble	Canadian Arctic Resources Committee, Ottawa
G. Glazier	Petro-Canada, Calgary
A. Heginbottom	Dept. Energy, Mines and Resources, Ottawa
M. Kingsley	Environment Canada, Edmonton
A. Knox	Envirocon Limited, Vancouver
P. Leblanc	Nova Scotia Power Corp., Halifax
P. McCart	Aquatic Environments Ltd., Calgary
F. McFarland	Dept. Indian Affairs and Northern Dev., Ottawa
B. Moore	Environment Canada, Edmonton
W. Nielson	Gulf Canada Resources Inc., Calgary
J. Percy	Dept. Fisheries and Oceans, St. Anne de Bellevue
D. Schell[2]	University of Alaska, Fairbanks
B. Smiley	Dept. Fisheries and Oceans, Sidney

[1] Workshop co-ordinator
[2] External expert

APPENDIX B

WORKSHOP PARTICIPATION BY AFFILIATION

Workshop	Federal	Provincial	University	Consultant	Industry	Miscellaneous	Total
Halifax	8	2	1	1	2	0	14
Vancouver	6	0	3	5	2	0	16
Edmonton	5	2	2	3	3	0	15
Toronto	3	4	2	3	2	0	14
Brandon	5	7	4	1	1	0	18
Saskatoon	2	6	2	4	1	0	15
St. Andrews	2	5	1	4	1	0	13
Montreal	3	2	3	2	0	1	11
St. John's	4	3	1	5	3	0	16
Mont Ste. Marie	9	1	2	2	3	1	18
TOTAL	47	32	21	30	18	2	150
PERCENTAGE	31.3	21.3	14.0	20.0	12.0	1.4	100

APPENDIX C

RESULTS OF TWO CASE STUDIES

BACKGROUND AND METHODS

One of the early objectives set for the research project was to determine the extent to which the possibilities we identified for improving the ecological substance of environmental assessment could be applied in a current time frame. By this means, we hoped to ensure, as much as possible, that the results of the project would not be relegated to the realm of the academic and theoretical. Two impact assessments recently completed in Canada were used to identify constraints against, and opportunities for, the application of ecological and more general scientific concepts and techniques.

The assessments were very different in many respects, a fact which strengthens common messages arising from both. One assessment dealt with impacts of extremely low probability of occurrence, the other with impacts of very high probability of occurrence. One involved primarily a marine system, the other terrestrial and aquatic systems. One was undertaken according to the federal assessment policy, the other according to a provincial, legislated assessment process.

Both impact assessments were reviewed early in 1982 and involved two sources of information. First and foremost were interviews with proponents, consultants and government researchers who played significant roles in either of the two assessments (Table C-1). Background information and a list of questions were circulated to each person prior to the consultation. The questions did not constitute a formal questionnaire; they were designed to reflect the important subject areas of our research and to give advance notice to the interviewees of the range of topics under consideration.

The second source of information included the written documentation for each impact assessment. In each case, the documentation consisted of an environmental impact statement, an addendum to that statement, and numerous reports dealing with the results of individual studies.

Table C-1

Persons Interviewed as Part of the Case Studies

Assessment for the South Davis Strait Project

Mr. Evan Birchard	Imperial Oil Ltd.,Toronto
Dr. Shirley Conover	MacLaren Plansearch Ltd., Dartmouth
Mr. George Greene	Environmental Sciences Ltd., Calgary (formerly:Imperial Oil Ltd., Calgary)
Mr. Robert Webb	R.Webb Environmental Services Ltd., Calgary

Assessment for the Upper Salmon Hydroelectric Project

Dr. David Barnes	Nfld. Dept. Environment, St.John's
Mr. Bruce Bursey	Nfld. Dept. Development, St.John's (formerly:Nfld. and Labrador Hydro)
Mr. Edward Hill	Nfld. and Labrador Hydro, St.John's (formerly:Northland Associates Ltd., St.John's)
Mr. David Kiell	Nfld. and Labrador Hydro, St.John's
Mr. Shane Mahoney	Nfld. Wildlife Division, St.John's
Dr. Gregory Pope	Beak Consultants Ltd., St.John's
Mr. Norman Williams	Nfld. Dept. Environment, St.John's

OFF-SHORE PETROLEUM EXPLORATION PROJECT

Background

The proposal for which this environmental impact assessment (EIA) was undertaken involved a two to three year programme of exploratory hydrocarbon drilling in the Davis Strait, located in northeastern Canada. While the proponents included three companies (Imperial Oil Limited, Aquitaine Company of Canada Limited, and Canada-Cities Service Limited), a joint proposal was submitted and a cooperative assessment undertaken. This impact assessment was called for by the then federal Department of Indian and Northern Affairs, (DINA), and was conducted under the terms of the federal Environmental Assessment and Review Process (EARP). DINA specified that a regional approach be taken to the environmental assessment; in other words, rather than focus on specific well sites, the assessment was to incorporate a broad area of the Davis Strait stretching from just north of Labrador to Cape Dyer on Baffin Island.

Briefly, the companies proposed to use dynamically positioned drill ships during the open-water season to carry out their exploration programme. They submitted their proposal to DINA in the summer of 1976, with the intent to gain approval for drilling in the summer of 1979. The proponents undertook field studies during 1976 and 1977 and submitted the EIS (Imperial Oil Ltd. *et al.*, 1978) in January of 1978. Public review hearings took place in September of that year at which time the proponents brought forth additional information from studies undertaken during the 1978 field season. The Environmental Assessment Panel, established by the Federal Environmental Assessment Review Office (FEARO) to conduct the public review of the assessment, tabled its report to the Minister of the Environment in November, 1978. The proponents then published a supplement to the EIS early in the following year (Imperial Oil Ltd. *et al.*, 1979). Drilling was approved and began, as planned, in the summer of 1979.

The EIS focussed on potential impacts that might occur in the event of an uncontrolled oil well blowout. Other impacts, resulting from routine drilling operations and rig servicing, were considered of little importance when compared with the potential threat of an oil spill to the biota and resource users of the region. The EIS requested approval based on a very low probability of a well blowout and the recommendation of the assessment Panel (i.e., that the project be allowed to proceed with certain conditions attached) reflected this recognition of low probability. Because of this peculiar aspect, the impact assessment could only identify and assess *potential* impacts, most of which would not occur unless there was a well blowout.

Objectives

The objectives for this impact assessment, as stated in the formal guidelines (FEARO, 1978) and in the EIS (Imperial Oil Ltd. *et al.*, 1978), were somewhat conflicting. The government felt the objective should be, "to determine those areas where, from an environmental point of view: (i) drilling can proceed and under what conditions, (ii) drilling cannot proceed, and (iii) insufficient data exists on which to base a decision" (FEARO, 1978). On the other hand, the proponents stated that they had, "conducted environmental studies to define the possible impact that drilling activities may have upon this offshore region and the adjacent Baffin Island area" (Imperial Oil Ltd. *et al.*, 1978). There are two main reasons why the proponents would not have adopted the objective outlined in the guidelines. First, each of the three proponents had specific acreage within the whole study area for which approval was being sought. In preparing a joint regional assessment, it would have been unacceptable for the EIS to conclude that drilling could proceed within the holdings of one proponent and not in the holdings of another. Secondly, proponents in general obviously have the unwritten objective of obtaining project approval and are reluctant to point out areas where lack of knowledge could delay that approval.

It is clear that neither the objectives of the proponent nor the objectives in the guidelines, as written, provided much direction to the assessment at an operational level. Such broad objectives must be translated into more detailed statements that practitioners can use to derive detailed plans of study and which reviewers can use to gauge the success of the assessment.

Interviewees indicated that no specific objectives were struck at the beginning of this assessment. They suggested that only general objectives were possible for such a broad, regional impact assessment in a frontier area. Indeed, it was apparent that the proponents had a very specific unwritten objective and that was to obtain *regional* clearance for the commencement of exploratory drilling by 1979. This objective was met!

Guidelines

An initial set of guidelines was issued to the proponents by DINA in July, 1976 (FEARO, 1978). The formal guidelines are dated January, 1978, the same date as appears on the EIS itself. However, it was noted during the interviews that the proponents and consultants were not operating in a complete directional vacuum; they had access to a draft set of the formal guidelines a short time before the EIS was published.

A careful review of the guidelines (presented as an appendix in FEARO, 1978) revealed that they suffered from the ills common to most other Canadian impact assessments reviewed; namely: (i) they attempted to be all-encompassing, (ii) they prescribed a sectorial, descriptive approach, and (iii) they failed to recognize the operational implications of many of the activities required.

For example, consider the request to identify and describe *all* environmental impacts likely to arise as a result of the project. Both the writings (e.g., Truett, 1978; Larminie, 1980b) and our workshops suggest that this is an unrealistic objective. As another example, the guidelines

called for a discussion of the capacity of biological systems to assimilate pollutants which may be emitted by the project. While a good knowledge of assimilative capacity would undoubtedly improve our ability to predict the effects of a marine oil spill, the acquisition of such knowledge, given the current state of our understanding, was beyond the scope of such an assessment.

The interviewees generally reflected a neutral opinion of the guidelines. One person was quick to point out that the impact assessment included much valuable information that was not called for in the guidelines. This set of guidelines was only considered useful as a late reference for topics which previously may have been overlooked and as a guide for organizing the writing of the EIS.

Scoping and Study Planning

The nature and importance of scoping have been described earlier in this report. The documentation for this impact assessment did not refer to any formal attempt to scope the issues. However, the interviews revealed that an informal attempt was made to identify the more important concerns through the use of an interaction matrix. Simply put, this is a large table, with project activities and events listed along one dimension and specific environmental components along the other. If an interaction is expected between a particular project activity or event and a specific environmental component (e.g., a species), then the appropriate box in the matrix is marked. Once the matrix is complete, it becomes clear that certain project activities and environmental components are severely implicated. The most obvious result of this exercise was the identification of an oil well blowout as the single, most important project-related event from an impact assessment perspective.

When viewed in its entirety (i.e., inclusive of the 1978 field programme), it is apparent that a concerted effort was made to use the results of early investigations in focussing the later studies. The proponents and consultants felt that impact assessment studies for projects in frontier areas such as the Canadian Arctic, must begin at the reconnaissance level; not enough is known beforehand to provide an adequate basis for scoping. According to one interviewee, initial studies had to reflect the need to know, "what is where, when." While we argue that specific ecological questions should be asked as early as possible to provide direction to the field studies, the interviewees felt that such questions would not have been reasonable at the beginning without a firm basis in biological studies. As these studies progressed, the proponents and consultants, with the advice of academic and government scientists, were able to formulate specific ecological questions and to design studies to answer them.

On the other hand, one person admitted that if the practice of impact assessment in general had developed to the stage, at the time this assessment was being planned, where everyone expected only specific important questions to be raised and studied, the proponents and consultants certainly could have done so. This alludes to a recognition that not all of the early surveys were grounded in a 'need to know' rationale.

Impact Significance

Earlier in the report we discussed the importance of clearly establishing a context for judging the significance of environmental impacts. This environmental assessment was notable in this regard. While the framework was devised and applied only *after* the 1976 and 1977 field programme, it presented a clear indication of major, moderate, and minor impacts (Table C-2). These designations were used to qualify all impacts predicted in the assessment.

Table C-2

Criteria Used to Rate Impacts in the Environmental Impact Assessment of Exploratory Hydrocarbon Drilling in the Davis Strait Region

(from Imperial Oil Limited *et al.*, 1978).

MAJOR IMPACT —	A *Major Impact* affects an entire population or species in sufficient magnitude to cause a decline in abundance and/or change in distribution beyond which natural recruitment (reproduction, immigration from unaffected areas) would *not* return that population or species, or any population or species or dependant upon it, to its former level within several generations. A major impact may also affect a subsistence or commercial resource use to the degree that the well being of the user is affected over a long term.
MODERATE IMPACT —	A *Moderate Impact* affects a portion of a population and may bring about a change in abundance and/or distribution over one or more generations, but does not threaten the integrity of that population or any population dependent upon it. A short-term effect upon the well-being of resource users may also constitute a moderate impact.
MINOR IMPACT —	A *Minor Impact* affects a specific group of localized individuals within a population over a short time period (one generation or less), but does not affect other tropic levels or the population itself.

In comparison with our context for impact significance as discussed earlier, these criteria do not include any element of statistical significance. They do, however, reflect considerable attention to ecological significance and, to a lesser extent, social importance.

While this framework allowed all parties to have a common understanding of the basis for assigning a degree of

significance to predicted impacts, it failed to make the link between impact significance and project decision-making. However, it was stated that the intention of the study team was to remain objective throughout the analysis and to interpret the potential impacts no further than ecological principles would allow. It was felt that the task of evaluating the environmental risks in the context of project decision-making should have been undertaken by the appropriate government agencies.

Boundaries

The setting of time and space boundaries has generally been neglected in environmental assessment in Canada. While the workshops generated considerable discussion on this topic, our review of impact statements revealed little evidence of the rationale behind the setting of boundaries. These case studies were instrumental in showing that considerably more attention is given to boundaries during assessments than is traditionally reflected in the assessment documentation. As is customary, spatial bounding in this impact assessment began with requirements in government guidelines and the spatial scale of the project. Regarding the former, DINA directed that the assessment should be regional, not site-specific in scope. As the Davis Strait is aligned roughly in a north-south configuration, the western and eastern shores (Baffin Island and Greenland, respectively) provided obvious natural boundaries. The northern and southern boundaries were initially determined on the basis of the combined exploration acreage held by the proponents.

During the course of the assessment, the initial boundaries were expanded somewhat on the basis of expected southward (and possible southwestward and westward) movement of a potential oil slick. The boundaries then included the biotically active and important resource areas of Hudson Strait, Ungava Bay, and the Labrador coast. The simulation modelling of oil slick trajectories, plus the influence of real or perceived concerns for important biota, were the main factors which extended the boundaries beyond the initial limits established by the project.

Ecological factors were more evident in the temporal aspects of the impact prediction. The categories for impact significance were based partly on the time scale within which a population would be able to recover to pre-impact conditions. As stated, a major impact affects a species over a period of several generations, a moderate impact over one or a few generations, and a minor impact over less than a generation. Obviously, the time boundaries vary with each species, since generation times may range from a few years to several decades for species in higher trophic levels. It was admitted in the EIS that population or community recovery times are not generally well known; as a result, it would have been impossible to specify years before full recovery. It was apparently considered adequate to group impacts into significance categories based on a general, rather than on a specific appraisal of time. While the exercise of setting boundaries was operationally useful during the prediction phase of the assessment, the framework was developed after the 1976-77 field seasons and thus provided no direction in designing the pre-EIS scientific studies.

Modelling

Apart from the interaction matrix described above, and a preliminary, qualitative food web model, no attempt appears to have been made to construct a conceptual model of the natural environment of the Davis Strait. Interviewees suggested that the limited knowledge of this environment precluded the construction of a conceptual ecological model and that an adequate assessment for this environment could be undertaken without an explicit modelling attempt.

The qualitative food web model, constructed late in the assessment exercise, was based on published information and on limited, gut content analyses. The construction of this model, although quite rudimentary, was considered a valuable aid during the impact prediction phase of the assessment.

As noted earlier, computer simulation modelling of oil slick trajectories is common practice in impact assessments of offshore petroleum activities. In this study, some thousand simulations were run for potential slicks from six representative spill sites. This trajectory modelling proved to be a necessary prerequisite for predicting biotic impacts resulting from an oil well blowout. While the review of the federal Department of Fisheries and Environment criticized the modelling effort for having used inadequate input data for winds, tides and currents (Department of Fisheries and Environment, 1978), the proponents claimed to have adequately explored 'worst case scenarios' in their slick modelling, and the judgement of the Panel reflected a satisfactory modelling exercise.

Population vs Community vs Ecosystem

The question of which level of the ecological hierarchy to focus on for impact studies and prediction was discussed at length in Part II. Initial ecological studies for this impact assessment, as mentioned previously, were designed primarily to answer the three-fold question, "What was where, when?". This approach was considered necessary owing to the general lack of a systematic understanding of the biota and resources of the area. What this amounted to was a focus on the abundance and distribution of species populations, thus providing the description of the biotic environment as requested by the guidelines.

The emphasis on the population level has some support. The question of "What was where, when?" is certainly a valid one for areas that are relatively unknown. However, it is not unreasonable to assume that some inventories could have been foregone since it could have been predetermined that the results would be of little use in predicting impacts on important elements of the system. As well, until that time (and even now), proponents were expected by

regulatory agencies to adopt this inventory approach at the population level.

Some studies were undertaken that were directed more or less at the community level of organization. These included plankton studies, benthos studies and the food web model based on gut content analyses. Responses from the interviewees indicated that the results of these studies contributed substantially towards the prediction of impacts. For example, the phytoplankton studies helped point out (i) the high degree of spatial variability in the spring bloom and (ii) the importance of that bloom in supporting high levels of biotic productivity for the remainder of the year. Also, the food web study provided qualitative information on important connections in the marine trophic structure.

On the whole, the population focus adopted in this environmental assessment appears to have been appropriate. Not only did the major environmental concerns revolve around important species, but the most serious mode of impact, that is, direct oiling, would lead one to examine first the response of the populations affected.

Baseline Studies

We have referred to the term baseline as a statistically adequate description of the temporal and spatial variability of a variable of interest. The establishment of such baselines was not rigorously pursued in a broad sense in this impact assessment, although the proponents designed the studies "to provide a regional and seasonal description of the distribution and abundance of important elements of the marine biota" (Imperial Oil Ltd. *et al.*, 1978).

The results of such studies apparently sufficed to allow semi-quantitative predictions of impact to be made. However, it is not evident that these studies could provide adequate referencing for a monitoring programme in the event of a well blowout. One interviewee argued that proponents should not be expected to shoulder the burden for undertaking such detailed baseline studies on species and resources of concern; this task should be undertaken largely by government agencies that have the mandate of managing those species and resources.

While the establishment of quantitative baselines for this assessment would have added substantially to the monetary costs involved, lack of time can hardly be considered an operational constraint in this case. Four field seasons were available from the beginning of the assessment, up to and including the first drilling season. As well, three field seasons have passed since that first drilling year. Thus, a total of six years of baseline information could theoretically be available at this time, a considerable amount for providing a reasonable tracking of important variables prior to potential future well blowouts. In conclusion, it appears that a lack of motivation and a lack of requirement have resulted in the absence of a longer-term, quantitative baseline.

Hypotheses and Experiments

Rigorous hypothesis testing through experimentation was not pursued in this environmental assessment. One person interviewed suggested that a substantial amount of implicit informal hypothesis testing did occur. For example, results of early studies led the investigators to suspect the ice edge as a very important habitat for a host of marine species at various trophic levels. Studies were subsequently undertaken to confirm this and to elucidate the relationships.

Limited experimentation in the laboratory was carried out in support of this assessment. Specifically, toxicity trials were undertaken to examine the effects of petroleum on rates of glutamate utilization in bacteria. Physical laboratory experiments involved studies on the dynamics of oil in moving pack ice.

In general, widespread use of experiments to test hypotheses was considered (i) impossible due to the lack of a basic understanding of the Davis Strait ecosystem and (ii) unnecessary in order to predict the effects of an oil well blowout on the biotic resources of the region.

Ecological Frameworks for Prediction

We have emphasized the importance of referring to recognized and known time-sequence concepts for the prediction of biotic impacts. Such ecological concepts can be found for any level of the ecological hierarchy. As mentioned previously, the focus of concern in this assessment was on the long-term viability of certain species populations. Consequently, a knowledge of a species' response to contact with oil would be required to determine direct impacts and some understanding of a species' trophic dependencies would help in tracing second-order impacts. This approach precluded the need to establish and use broad community-level or ecosystem-level predictive frameworks. Some of these broad frameworks, such as energy flow and nutrient cycling, were investigated and discussed for a very basic level of understanding of the dynamics of the Davis Strait ecosystem but were not refined to the point where they were of use in predicting specific population changes.

Prediction

The basis for impact predictions included: (i) the results of two seasons of field surveys in the South Davis Strait region, (ii) a knowledge of the effects of oil on various species, as reported in the literature, (iii) the oil slick trajectory modelling, and (iv) professional judgement. The actual technique used involved the overlaying of diagrams of simulated oil slicks on maps of the distribution of biota in various seasons.

The predicted impacts were quantitative in the sense that they were divided into groups based on considerations of magnitude, extent and duration of effect. Probability of impact was addressed only in the context of the low proba-

bility of an oil well blowout (i.e., impacts were predicted assuming the occurrence of a worst-case blowout). As the probability of such a blowout was claimed by the proponents to be very low, the overriding conclusion of the assessment was that no significant adverse impacts were likely to accrue from the proposed project.

The predictions can be considered to be cast in a semi-quantitative form. For example, as indicated through the framework established for impact significance, a major impact on polar bears occupying ice habitat in late winter implies that the entire regional population may decline or may change in distribution to an extent beyond which the former population status would not be achieved for several generations. Such semi-quantitative forms are much more amenable to post-impact testing than are vague, qualitative statements. Nevertheless, this does not imply that the predictions are fully testable, since testability depends on other factors such as adequate, pre-impact control data, the technical ability to measure changes of the magnitude predicted and actual occurrence of the impact. Indeed, the testability of the predictions made in this assessment is questionable on the grounds of an absence of adequate baseline descriptions of natural variation.

The proponents and consultants adopted a 'worst-case' approach to making predictions in the absence of sufficient information or insight or both. The documentation emphasized that, in such cases, impacts were placed in a category of higher severity than what initially may have been thought appropriate. All cases where this occurred were noted in an oil blowout impact matrix (Imperial Oil Ltd. *et al.*, 1978). Using the example above, the impact of a well blowout on polar bears occupying ice in late winter was initially labelled a moderate impact but was recast as a major impact in light of insufficient data. There was undoubtedly some comfort underlying this strategy; the EIS dismissed the risk posed by the project to the species of concern on the basis of the very low probability of impact occurrence.

Monitoring

The EIS called for environmental monitoring to be undertaken, in the event of a major release of oil, to determine the fate of the oil and its environmental effects. It was stated that the monitoring strategies and techniques as detailed by Cox and others (1980) would be followed. This manual summarized the proceedings of a workshop on oil spill studies and the main conclusion was as follows:

> "The workshop participants strongly endorse the concept of a few comprehensive, well-planned, statistically valid studies of oil spillages rather than many inconclusive studies which are the current norm. Oil spill impact analyses require highly sophisticated, expensive techniques which must be performed with sufficient replication to provide data amenable to rigorous statistical testing."

They also emphasized the need for time controls in oil spill impact studies, that is, an indication of the range of natural variability, in time and space, of variables that will be measured during and after an oil spill. While the proponents supported this concept, there was little indication that such rigorous 'baselines' had been established or were being undertaken concurrent with drilling activities. (An exception was the intensive monitoring programme on seabird distribution and abundance. This study began in 1978 but was terminated after 1979, reportedly because of a significant change of personnel within a government department). The EIS suggested that such studies would entail a cooperative effort between industry and government. In the opinion of one person interviewed, the bulk of the responsibility for these studies should lie with government, especially for species and resources for which various agencies have the mandate of management. Regardless of who should carry out such studies, their absence from this assessment seriously jeopardizes the interpretation of the results of any impact monitoring programme.

Mitigation and Contingency

The impact assessment studies provided the basis for the oil spill contingency plan for this project. The detailed contingency manuals were based primarily on resource maps which identified high priority areas and species for protection. The manuals also outlined the measures most appropriate in undertaking such protection.

As well as helping to specify appropriate mitigation and countermeasures equipment, the assessment studies also were influential in choosing a site for base camp operations and in improving other aspects of the rig servicing programme. Concerning the actual drilling procedures, equipment and locations, these were determined largely by the engineering possibilities for the project and by the probabilities of success in finding a hydrocarbon deposit within the exploration acreages.

HYDROELECTRIC DEVELOPMENT

Background

Early in 1975, Newfoundland and Labrador Hydro (Hydro) informed the Newfoundland Department of Consumer Affairs and Environment (DCAE) of its plans to examine four hydroelectric developments (including the Upper Salmon Hydroelectric Development) as generation options. A comparative preliminary environmental impact assessment of these proposed projects was undertaken and completed in 1976 (Airphoto Analysis Associates Consultants Limited/Beak Consultants Limited, 1976). This initial work concluded with recommendations for an array of more detailed studies in support of a full-scale impact assessment for the Upper Salmon project. Hydro initiated a number of these studies in 1978, and tabled an EIS for the project early in 1980 (Newfoundland and Labrador Hydro, 1980a). Approval in principle by this time already had been given for the project, but the approval was contingent upon the findings of certain studies and upon the continuation of certain other investigations.

Subsequent to the submission of the EIS, Hydro was required to prepare an environmental information report (Newfoundland and Labrador Hydro, 1981a) to address some of the deficiencies of the assessment; namely, to provide greater detail on the monitoring, research and mitigation of environmental impacts related to the project. Construction of the project has proceeded generally as expected, and operation is to commence late in 1982. Environmental studies related to the project are still being undertaken and will be described later.

This impact assessment was important for the Newfoundland environmental assessment community for a number of reasons. It was one of the first assessments to be administered under the new legislated procedures for impact assessment adopted by the Newfoundland Department of Environment. As well, a new concept, that of the 'environmental monitor' or surveillance person, began to mature with the assessment of the Upper Salmon development. While Hydro employed its first monitor for the earlier Hinds Lake Hydroelectric Project, it became customary with this assessment for DCAE to employ a monitor, in parallel with a Hydro monitor, for each hydroelectric development. The duties of the monitors are to ensure environmentally sound construction practices and to observe project-related environmental events.

Objectives

The EIS (Newfoundland and Labrador Hydro, 1980a) clearly states that the objectives of the assessment were (i) to predict impacts of the proposed project, and (ii) to identify and propose practicable mitigation measures to reduce or eliminate undesirable effects. On the other hand, the objectives for the individual studies supporting this assessment were somewhat less precise. In some cases, it was unclear how the specific studies were to provide a meaningful contribution to the overall assessment. In this regard, a nested set of objectives would have been helpful.

Guidelines

The guidance provided to Hydro for the Upper Salmon impact assessment consisted of two elements. One consisted of a four-page outline entitled "General Guidelines for the Content of an Environmental Impact Statement." As the title suggests, these guidelines provided a generalized table of contents for an EIS, and as such, provided little substantive guidance for the design and implementation of the specific studies for the assessment. Hydro also received more specific direction from an assessment committee, comprised of individuals from various provincial and federal government agencies as well as from Memorial University of Newfoundland, and chaired by an official from DCAE. This committee, in essence, controlled the assessment; that is, it required certain studies to be undertaken and reviewed the terms of reference for studies undertaken by consultants on the proponent's behalf.

There was disagreement amongst interviewees on the value of the committee as a means of guidance. Some felt that the high degree of control the committee wielded on which studies must be undertaken and how they must be done, was rather stifling to innovative and creative thinking on the part of the proponent and the consultants. Others maintained that since environmental assessment is a government process established to provide answers to government, then government bodies have the responsibility to ensure that what is done in an assessment meets their expectations.

Scoping and Study Planning

The impact assessment for the Upper Salmon project gave the investigators the rare luxury of undertaking the assessment in stages over a relatively long period prior to the beginning of construction. The scope of the investigation and the planning for studies in the full-scale impact assessment were based largely on recommendations arising from the preliminary comparative assessment (Airphoto Analysis Associates Consultants Limited/Beak Consultants Limited, 1976). Even following the completion of the first round of studies, three years were still available before project operation (but during project construction) to conduct subsequent studies — studies designed to answer much more specific ecological questions.

The approach exemplified by this assessment borders on the ideal. Seven or eight years will have been available for scientific investigations prior to the beginning of project operation. The tiered nature of the studies provided an excellent vehicle for effective study planning. Early preliminary studies allowed a more focussed effort for later detailed field programmes.

From among a host of possible concerns, emphasis was eventually focussed on caribou (the disturbance of migration patterns and the long-term viability of local herds) and salmonids (reduced recruitment to lakes and reservoirs through loss of spawning habitat by inundation or by migration blockage). One might reflect on whether it was necessary to undertake all of the earlier studies before these concerns could be identified. In retrospect, interviewees indicated that some of the individual studies did not contribute in any substantial way to identifying or addressing major concerns in the assessment. Lessons have been learned and a reduced effort will be needed for identifying the major concerns with future hydroelectric developments in Newfoundland.

Impact Significance

No context within which to judge the significance of environmental impacts was conceived or used in this assessment. There was no indication in any of the documentation of the meanings of the words used to describe the importance of impacts. Examples of such adjectives include major and minor, significant and insignificant, and high and low. While most of those interviewed recognized the need to set impacts into perspective, and to be explicit with respect to the importance of impacts, no one indicated that

any organized effort to do so was undertaken. Indeed, it was speculated that since decisions on the need and design of specific studies were so difficult to obtain through the collaborative committee process, then arriving at a working framework for impact significance through this same approach would have been next to impossible.

It appears that the absence of a context for impact significance resulted from a combination of the following factors:

(a) the lack of guidance from any source about how to construct and use such a framework;

(b) the reluctance of proponents and consultants to be definitive with respect to impact signficance;

(c) the lack of consensus on the significance of impacts on environmental attributes not strictly regulated by government; and

(d) the lack of recognition of the value of having such a framework for impact significance.

The only attempt in this assessment to place impact predictions into context was described by Newfoundland and Labrador Hydro (1981a). A large table was presented in which each predicted impact was stated concisely and was accompanied with the following terms:

(a) type of impact — positive or negative;

(b) severity — (provincially and locally) major, moderate and minor; and

(c) duration — short-term or long-term.

However, neither the table nor the text gave an indication of what was meant by any of these general terms.

Boundaries

The spatial limits of the development area were precisely described in the EIS. Study boundaries however, were not consistently well described in the reports of supporting studies. In one extreme case, no study boundaries whatsoever were indicated. In another case, extensive discussion pertained to the exact definition of the area under investigation.

Although the EIS established the study boundaries, no rationale for their location was given. While we consider such a rationale to be an essential part of the study report (thus allowing for critical review of this important exercise), one interviewee suggested that most study reports did not include the rationale for setting space boundaries because of the negotiated nature of the boundaries. As a result of the influence of the assessment committee over the impact assessment, the boundaries often were established through compromise between proposals from the proponent, the consultants and the regulatory agencies. It was suggested that such compromises were not amenable to description in study reports.

In general, spatial bounding for the studies was based first on the physical changes to result from the project and secondly on the distribution of biota to be affected. Notable examples of the latter include studies on caribou and salmonids, both of which have short migration routes that will be interrupted by the project. In the fish investigations (Beak Consultants Limited, 1980), the physical limits of upstream and downstream movement for the two major species being studied (land-locked Atlantic salmon and brook trout) were used as boundaries for the study. The boundaries for the study on the Grey River caribou herd (Mahoney, 1980) were set to include most of the limits of the annual range for the herd.

There was little evidence of any ecological rationale in the temporal aspects of impact predictions. In fact, few predictions of biotic impacts were described with any more than the general qualifiers short-term and long-term. These terms may have been useful had they been defined. The interviews uncovered two reasons for the absence of more specific estimations of the duration of impacts. First, it was considered impossible to be more precise given our very limited understanding of natural phenomena, especially biotic phenomena. Second, consultants and proponents in general are often unwilling to be specific, and thus committed, when qualifying predictions. Such equivocacy has seldom been seriously questioned in the past.

Modelling

An explicit conceptual modelling exercise was not undertaken as part of this assessment. Interviewees did not indicate that any attempt at such modelling would have assisted them in understanding project-environment interactions or in planning studies. In general, it appears that conceptual modelling is considered a tool most appropriate for addressing concerns at the ecosystem level, such as nutrient budgets or energy transfers.

The only apparent application of quantitative modelling was in the study of the hydrologic regime and the changes it would undergo with the proposed development. Some simulation modelling is being planned in studying the water flow characteristics through various alternative designs for a channel improvement downstream from the Upper Salmon powerhouse.

Quantitative modelling (simulation or otherwise) of the environmental impacts of hydroelectric projects appears to concentrate on impacts within new reservoirs (e.g., Thérien, 1981) or impacts from changed downstream physical and chemical conditions or both. In the case of the Upper Salmon Hydroelectric Development, the main impact concerns involved altered migration patterns of caribou and salmonids; the chemical and physical characteristics of the reservoirs were expected to undergo little change. As a result, there was little need for ecological modelling of the reservoirs.

Population vs Community vs Ecosystem

While the primary concerns in this assessment involved the integrity of faunal populations, not all of the studies undertaken were specifically focussed on this level. For example, the levels of community and ecosystem were addressed in the biophysical study (Northland Associates Limited, 1979a). Vegetation communities were mapped in this exercise, as were ecological land units based on the principles of ecological land classification (Environmental Conservation Service Task Force, 1981). The results of this study were instrumental in (i) choosing a route for the main access road and (ii) quantifying certain types of wildlife habitat that would be lost by inundation.

Other studies relied on a combination of investigations directed at the organism and population levels in order to address population level questions. The best example concerns the examination of effects on caribou (Mahoney, 1980; and E. L. Hill, pers. comm.). While part of the study involved radiotelemetric tracking of tagged individuals, another aspect was designed to observe the behavioural and migratory patterns adopted by individuals or small groups of individuals as they respond to the construction activity and presence of the project.

This impact assessment provides a good example of going beyond species distribution and abundance in study planning and design. While most of the important ecological questions pertained to the level of species populations, advantage was taken of approaching the problems at other levels that were more amenable to investigation.

Baseline Studies

Few adequate baselines, as we have described them earlier in this report, were established in this environmental assessment. Two of the better pre-project baselines established include the quantification of salmonid spawning and rearing habitat expected to be lost, and the study of migration patterns and behaviour of caribou. Most of the remaining studies were, to varying degrees, snapshot descriptions of the environment.

The interviews revealed a number of impediments to establishing adequate baselines, and also why these snapshot descriptions of the environment persist. First, many practitioners and reviewers believe that qualitative environmental descriptions have an important role to play in impact assessments. Secondly, the universal limitations of inadequate time and money were offered as reasons why blitz-style surveys predominate over directed, quantitative baselines. There is a general feeling that at least three field seasons (years) are required to allow an adequate appreciation of natural variation. Consultants often are not given this temporal luxury, being asked to complete studies in as little time as a few months. As well, studies are usually planned with a view to minimizing logistical complexity, resulting in intensive but short-term study operations. Finally, the cost of establishing firm baselines in areas accessible only by helicopter transport (e.g., the Upper Salmon area prior to completion of the access road) may exceed the financial resources available for the impact assessment.

Hypotheses and Experiments

Rigorous hypothesis testing was not undertaken in this assessment. Those interviewed suggested that this deficiency was not the result of hypothesis testing being technically impossible (although the need for more study time was mentioned), but rather the result of attitudes of various study planners and assessment committee members and their perceptions of what constitutes an adequate environmental impact assessment. Since many practitioners and assessment reviewers retain the view that impact assessment studies should be descriptive and survey oriented, there is little incentive to abandon those studies in favour of more directed studies designed to provide answers to specific questions. Indeed, one interviewee was of the opinion that a study approach dominated by hypothesis testing may result in the inadvertent omission of studying, even superficially, an element of the environment that later turns out to be an important concern.

It was also evident from the interviews that many hypotheses were being tested in a non-rigorous sense in the minds of the scientific investigators. However, such hypotheses and tests are seldom committed to the written record. It was suggested that this easily could have been done if required.

Most of the interviewees agreed that impact studies should shift from emphasis on the descriptive survey to emphasis on hypothesis-testing studies. One interviewee cautioned that special care must be exercised in formulating hypotheses to be tested during an impact assessment; specifically, the scale of the questions asked must reflect the ability to provide answers within the limits posed by the timing, financial and procedural constraints on the assessment.

The major experiments conducted for this assessment have used and are using the project itself as the source of perturbation. For example, the caribou migration and behaviour studies are based on actual construction activities and project structures as the "experimental manipulation." The stream crossing-fish migration study (Shawmont Newfoundland Ltd., 1981) has investigated fish passage at actual culvert installations in the access road.

Ecological Frameworks for Prediction

As in the case of the environmental assessment for offshore petroleum exploration discussed earlier, the impact concerns in the Upper Salmon impact assessment were at the population level, specifically with respect to caribou and salmonids. Consequently, the time-related ecological concepts used most frequently in predicting impacts on such populations were not community and ecosystem level concepts. The frameworks of importance to this assessment

involved population-habitat interactions and the importance of unimpeded migration to the viability of populations.

Habitat

Most of the studies undertaken during this assessment had some degree of focus on either fish or wildlife habitat. The biophysical study (Northlands Associates Limited, 1979a) dealt primarily with habitat loss and creation from the proposed project. The reservoir preparation study (Northlands Associates Limited, 1979b) elaborated on the changes in shoreline and littoral habitat that would occur following alternative clearing strategies for the reservoirs. A great deal of emphasis was placed on an interpretation of habitat, and its potential, in the wildlife survey (McLaren, 1979), and on the quantification of losses of salmonid spawning and rearing habitat in the aquatic studies (Beak Consultants Limited, 1980; 1981). As well, the stream crossing investigations (Shawmont Newfoundland Ltd., 1981) were partly directed at assessing salmonid habitat in the streams being examined. Finally, part of the long-term caribou study (Mahoney, 1980) has been directed at elucidating caribou preferences for various types of habitat.

The degree to which a habitat approach can be taken may in many cases be a reflection of the degree to which adequate quantification of habitat is possible. One interviewee suggested that the survey of salmonid spawning and rearing habitat was not difficult to undertake in the Upper Salmon watershed where the streams are relatively homogeneous in a spatial sense. In other situations, such as the Cat Arm watershed in northern Newfoundland in which stream morphology varies considerably, the habitat approach to fish impact studies would be much more difficult and expensive to undertake.

Migration

Perhaps even more important than habitat impacts in this assessment were the interruptions of the seasonal migration patterns of caribou and salmonids. In recognition of this, several studies were undertaken, or are currently underway, to examine and quantify these migration disruptions.

As is the case in using the habitat approach to predicting impacts on species populations, the gap between changes in migration patterns and population variables must be bridged by professional judgement. In this sense, few studies were undertaken to improve on such professional judgement, and those that were are considered somewhat inconclusive. The assessment recognized the unpredictable nature of the effect of migration changes on the viability of the caribou population and in doing so initiated a study that will attempt to document these effects for the benefit of future assessments of hydroelectric and other projects.

Prediction

One of the prime objectives for this impact assessment was to predict impacts from the proposed development (Newfoundland and Labrador Hydro, 1980a). The impact predictions were summarized in a table in Newfoundland and Labrador Hydro (1981a). Approximately one third of the predictions were quantified, and these included impacts on loss of fish and wildlife habitat, reservoir flushing rates, permanent alteration of land, destruction of forest resources and some socio-economic benefits. The unquantified predictions dealt mainly with effects of the project on biotic productivity and the presence-absence and abundance of species. In this respect, the Upper Salmon environmental assessment is similar to most other assessments of hydroelectric projects in that quantified predictions were provided only for direct physical changes.

This situation may reflect a number of underlying causes. First, it seems that physical environmental changes are relatively easy to calculate whereas most biotic impacts remain speculative and in the realm of professional judgement. The interviews suggested that quantified predictions for biotic impacts are seldom possible because of (i) a lack of understanding of causal relationships for ecological phenomena, and (ii) the high degree of chance events in natural phenomena. As well, it was apparent that some consultants and proponents are uncomfortable in committing themselves to quantified predictions. Thus, the expected direction, magnitude, extent, and duration of impacts are expressed with qualitative adjectives.

Monitoring

The term monitoring has taken on a special meaning for some members of the impact assessment community in Newfoundland; it refers to the supervision and surveillance of construction activities by an environmental officer. In this report, monitoring refers simply to measurement of environmental variables over time, often associated with studies undertaken during and after project initiation.

This environmental impact assessment is acknowledged for its commitment to extensive monitoring and research activities. As described by Newfoundland and Labrador Hydro (1981a), these studies include:

(a) a three-year stream crossing study to assess fish passage through various culvert installations;

(b) extensive water quality and quantity monitoring (some of which is routinely called for by regulatory agencies);

(c) a long-term study on the successional change of vegetation in an important local delta;

(d) a study to examine the effectiveness of water release from the West Salmon dam to preserve spawning habitat in the lower West Salmon River; and

(e) the long-term caribou migration and behaviour studies already described.

This commitment to follow-up studies is accompanied by written recognition (Newfoundland and Labrador Hydro, 1981a) of the need for monitoring to (i) check the effectiveness of mitigation measures and (ii) to improve predictive

capability. The interviews substantiated these views but they also pointed out that considerable pressure was needed from certain regulatory agencies to obtain a commitment for some of the studies. This leads to two general conclusions on why impact assessments so often lack follow-up monitoring and research programmes:

(a) proponents are generally unwilling to spend time and money on a particular environmental assessment after the EIS is submitted; and

(b) regulatory agencies often fail to take action in requiring such studies.

Mitigation and Compensation

Both the assessment reports and the interviewees stressed the importance of the mitigation of impacts. For ease of description, Newfoundland and Labrador Hydro (1981a) divided the discussion of impact mitigation into two groups — (i) measures that normally are components of sound environmental planning and construction practice and (ii) special actions and structures that a project normally would not incorporate. The former category included the site selection process for the access road and the transmission line, and special consideration for the Godaleich Pond delta in siting the powerhouse.

Mitigative measures as special actions and structures were more numerous and included:

(a) downstream channel improvements to prevent permanent flooding of the Godaleich Pond delta;

(b) preparation of the reservoir to remove barriers to caribou migration and boat passage;

(c) water release facilities to protect salmonid stream habitat in the North Salmon and West Salmon Rivers;

(d) special design of the access road to facilitate crossing by caribou;

(e) design improvements in the power canal, penstock and diversion channels to facilitate crossing by caribou; and

(f) construction restrictions (i.e., work stoppage) on account of (i) nearby caribou or (ii) archaeological finds.

Given that one of the primary objectives for the assessment was to identify mitigation measures, it is appropriate to examine whether the studies undertaken were effective in doing so. Two examples in particular demonstrate success in this regard. The purpose of the reservoir preparation study (Northland Associates Limited, 1979b) was to recommend a clearing strategy that would minimize or eliminate impacts. The aquatic investigations (Beak Consultants Limited, 1980) were instrumental, when combined with details of project design, in pointing out alternative viable mitigation techniques (especially water release for stream habitat maintenance and provision of fish passage around obstacles) for protection of the fish resources of the area.

Of particular significance are current studies examining the feasibility of substituting a fish stocking programme for the stream habitat maintenance programme. Since the ultimate objective of the latter is to maintain viable stocks of sport fish (specifically, land-locked Atlantic salmon and brook trout), in the reservoirs, then artificial stocking from a hydro-sponsored hatchery may be more cost-effective than the water release programme.

SUMMARY OF FINDINGS

Some Notable Achievements

These case studies have revealed some notable applications of a number of the concepts described earlier in this report. Along with several other examples cited earlier, they have indicated that many members of the impact assessment community in Canada have been cognizant of the ecological shortcomings of environmental impact assessment as it has developed over the past decade.

In many cases, the efforts to improve the ecological basis for environmental assessment have exceeded the explicit requirements established by administrative agencies. For example, in the Davis Strait assessment, the development and use of an ecological framework for impact significance resulted from the motivation of the proponents and consultants to upgrade the scientific integrity of the predictive analysis. In other cases, it is clear that the inputs and requirements of government agencies have contributed to sound impact assessment studies and analyses. Thus, it was recognized by Newfoundland government agencies and Hydro that impacts of the Upper Salmon Hydroelectric Project on local caribou herds could not be predicted with sufficient accuracy, and a major co-operative research programme was launched to document the effects.

Some combination of motivation and requirement also appears to account for other strengths in these assessments. Specifically, one of the most important components of the Davis Strait assessment was the preparation of detailed oil spill contingency plans. A major effort in the Upper Salmon studies was focussed on using the results to prescribe appropriate mitigation.

In summary, three factors appear to be associated with improvements in the ecological basis for environmental assessment: (i) recognition of the main problems and an appreciation of the solutions, (ii) motivation on the part of practitioners to pursue improvements, and (iii) the position of government review agencies to accept nothing less than high quality assessment work.

Constraints Against Improvement

The case studies have also shown many areas where the two assessments have fallen short of standards that might be set on the basis of a perceived ideal assessment. Through the use of personal interviews in investigating the

factors underlying these inadequacies, it often was difficult to distinguish between perceived and real constraints. As well, it has been necessary to speculate on the reasons behind many of the responses to the questions posed. At times, interviewees doubtlessly were inclined to defend specific interests or parties connected with the assessments, resulting in the inevitable shading of responses. Also, some of those interviewed had only been exposed to the findings of this research project through an early progress report (Beanlands and Duinker, 1981). Therefore, the implications of implementing some of the concepts discussed may not have been fully realized.

Nevertheless, from a combination of the explicit and implicit messages arising from the interviews, it has been possible to identify a number of factors which largely account for the character of the assessments reviewed. First, on the technical side, both assessments were faced with the task of understanding environments for which no substantial knowledge base had previously been developed. Neither the Davis Strait nor the Upper Salmon watershed had been relatively well studied prior to the assessments and consequently the study programmes were forced to begin with a substantial effort at the reconnaissance level. This was especially so for the Davis Strait assessment which, by definition of the project, encompassed a very large area of a poorly understood ocean.

It is difficult to say whether this feature of the assessments should have limited the extent to which more detailed ecological studies, possibly incorporating simulation modelling, experimentation, or specific baseline studies, were undertaken. The investigators undoubtedly would have appreciated more time and financial resources in order to improve their understanding of the potential impacts. The proponents however, had specific project schedules in mind, and seemed prepared to submit the assessment documents for review based on whatever information could be collected in the time available. In the Davis Strait assessment, the proponents claimed that further study (beyond that upon which the initial predictive analysis was based) would have served to amplify, but not significantly alter, the impact predictions.

For certain types of study, especially the establishment of baselines against which to measure project-induced perturbations, it appears that a shortage of time may not be an overriding constraint. Indeed, the fact that such a baseline has been incorporated into the caribou study of the Upper Salmon assessment is evidence that temporal limitations can, in some cases, be overcome. The key seems to be to make appropriate decisions early and then undertake the studies without delay. From a temporal perspective, opportunities for undertaking pre-impact monitoring for the Davis Strait assessment were even greater than in the case of the Upper Salmon — that is, ongoing baseline studies would continually improve the data base for variables of interest until an oil well blowout finally (if ever) occurred or until an adequate baseline fix had been achieved. But such baseline studies have not been undertaken. Perhaps because of the very low probability of such a blowout ever occurring, the possible sponsors of such studies (i.e., government or the proponents or both) have either not been motivated or not set the requirements to establish rigorous baselines.

Logistical constraints were also identified as having limited the knowledge base for predicting impacts or specifying mitigation or both. Of greatest importance in this respect is the difficulty and uncertainty in gaining access, at specified times, to the remote study areas by way of air or sea. As well, the technical requirements of undertaking certain studies would have been nearly impossible to meet. For example, had pelagic fish been implicated in case of an oil well blowout in the Davis Strait, it would have been a logistical nightmare to undertake sufficient surveys to document fish distribution and abundance. While these limitations were identified in the interview discussions, none of the interviewees indicated that the knowledge base for the predictive analyses was seriously deficient purely on account of such technical limitations.

It has become apparent that the major limitations against applying many of the concepts discussed during the interviews were not largely technical in nature. On the contrary, the more important constraints appeared related to the attitudes and perceptions of the persons involved and to the administrative and institutional forces at work. In particular, the three most pervasive factors were: (i) lack of recognition of, and agreement on, what elements comprise an ecologically adequate impact assessment, (ii) a lack of motivation, and (iii) a lack of requirement.

These constraints are particularly relevant for aspects of impact assessment to which field constraints do not directly apply; for example, in establishing a framework for impact significance, or giving rigorous attention to setting appropriate boundaries. But they are also evident in field-related concepts. In the case of the hydroelectric development, it was clear that the descriptive nature of some of the studies undertaken was determined by the perception that such studies provided the appropriate information base for the assessment. In the Davis Strait assessment, a lack of continued government requirement for certain studies appeared responsible either for their exclusion or their early termination.

Conclusions

This report has emphasized that substantial improvements can be made in the contribution of ecology to environmental assessment. It is recognized that analysis within impact assessments will always be limited by the knowledge base either already established or obtainable in the appropriate period. Nonetheless, we have noted that much of the upgrading can be realized through greater effort at conceptualization, more effective study planning, and a common, realistic expectation of what can be accomplished through a focussed, applied research programme.

The case studies have substantiated these views. Technical limitations, whatever their form or magnitude, are universal and will continue to apply. Practitioners must be aware of these when planning study programmes, as they

bear directly on what can be achieved in the laboratory or field. Despite these limitations, the foregoing analysis has identified some key opportunities where overcoming the non-technical barriers can lead to an upgrading of the ecological integrity of impact assessment.

In conclusion, the case studies have demonstrated that some improvements in the application of ecological and broader scientific concepts to environmental assessment are within the means of those who plan, undertake and review the assessments. As well, they have shown that constraints posed by the attitudes and perceptions of the persons and organizations involved may be equally, if not more, important than the technical and logistical limitations that may apply.

APPENDIX D

CONSIDERING THE ARCTIC ENVIRONMENT

"The Arctic archipelago, from a terrestrial point of view, mimics a united land mass during most of the year because the channels are frozen.

"The processes are the same; it's the rates that are different. Some are extremely slow, for example, succession and replacement. Others are very fast, especially reproductive activities."

"Arctic faunal processes are often quite different since the animals have adapted to different feeding regimes compared to their mid-latitude relatives."

"You could conceive of the Arctic as a giant river with numerous large islands. Water flow is generally from the Arctic Ocean through the channels in a southeasterly direction."

BACKGROUND

On the advice of the Project Advisory Committee, a separate workshop was held specifically to focus on the ecology of the Canadian Arctic with respect to the implications for environmental impact assessment. The rationale was that (i) major resource developments are being planned for the far north and it seemed inappropriate to ignore these in the project and (ii) although all ecosystems can be described using basic generic relationships, the unique characteristics of Arctic systems may pose substantial advantages and disadvantages for the conduct of impact assessments.

Basically, the workshop focussed on differences between the Arctic and more temperate latitudes with respect to the main ecological issues involved in impact assessment studies as determined by the previous nine workshops. The following text relies heavily on the direct contribution of the participants rather than on an extensive concomitant review of the Arctic literature. Thus, it was not possible to illustrate many of the issues and suggestions raised with specific examples from impact assessments or related studies. This is also a function of the few impact assessments conducted for Arctic developments, although this situation will soon change given the number of major projects at various stages in the planning process.

NON-TECHNICAL ISSUES

Combining Research and Assessment Needs

There seems to be general agreement that environmental impact assessment in the Arctic, in total or in part, must be attached to, or supported by, a research programme. Our knowledge of Arctic ecology is not as advanced as our ecological understanding in temperature latitudes. It has been suggested (Dunbar, 1976) that a lack of commercial interest in Arctic marine fishes has precluded research on population dynamics of many species, in contrast with decades of study on exploited species. It might be argued that the current high level of interest in developing the non-renewable resources of the North will stimulate such basic environmental research. However, based on experience to date, the major emphasis in frontier research has been on the effects of the environment on project facilities and operation rather than on the effects of development projects on Arctic biota (Lewis, 1979). Perhaps even more relevant is the time factor. Our understanding of more southern ecosystems, as limited as it is, has been accumulated over a long period of time. Since it seems unlikely that the frantic pace of northern development will slow down, the best opportunity may be to mount a concentrated research effort coupled with the present focus on exploitation and impact assessment activities.

Although our limited knowledge of Arctic ecology is a general constraint, there are exceptions. For example, as a result of the proposal to construct a large diameter natural gas pipeline along the MacKenzie River Valley in the early 1970's, a comprehensive field research programme was undertaken, the results of which make that area one of the better known regions of Canada (Anonymous, 1972). Similarly, the Beaufort Sea Project of the mid 1970's involved over 30 studies dealing with major aspects of the physical oceanography and marine biology of the Beaufort Sea (Milne, 1976). Although these research programmes may not have provided the insight which comes from continuous studies over long periods of time, they demonstrate the major advances in our understanding which can be achieved through co-ordinated and concentrated research efforts.

"I think there is a definite need for generic impact studies for Arctic systems."

"Let's not forget that for some Arctic areas we have a great deal of biological knowledge."

"Logistical and cost constraints are the most important ones for Arctic baseline studies."

"The logistics for impact assessment studies can be piggybacked onto engineering, exploration and operation logistics."

The Cost of Doing Business

By any standards, the cost of conducting research or undertaking impact assessment studies in the Arctic is very high. The financial investment related to transportation in

remote areas, logistical and support facilities, research hardware and study platforms can become exhorbitant. For example, in 1975, an oceanographic research vessel, properly equipped to operate in high latitudes, was estimated to cost about $10 million with 20 per cent of that amount required for annual operating funds (Hood, 1976a). The Beaufort Sea Project mentioned above cost over $11 million between 1973 and 1975 (Milne, 1976), and the BIOS project, a current research effort involving an experimental oil spill in the Arctic, is expected to cost over $7 million when direct and indirect costs are included (E. Birchard, pers. comm.). Not only are the financial burdens great but the information return on the investment may be much more limited than in temperate situations.

The obvious advantages of sharing the cost of such expensive undertakings between governments and industry have already resulted in a number of cooperative research programmes in support of environmental impact assessment. Examples in Canada include the Beaufort Sea Project, the Eastern Arctic Marine Environmental Studies (EAMES), the offshore Labrador Biological Studies (OLABS) and the BIOS project. Norton (1979) gave examples where such cooperative research efforts have also been undertaken in support of environmental impact assessments for hydrocarbon exploration and development offshore of Alaska.

In some cases, the co-operation may involve joint funding or the sharing of facilities and resources or both. With respect to the latter approach, a number of workshop participants urged that greater advantage be taken of piggybacking assessment studies and ecological research on early exploration and survey programmes.

Limited Expertise

Another handicap facing northern studies, whether oriented towards basic research or impact assessment, is a shortage of qualified scientists. The scientific community in Canada familiar with, and experienced in, Arctic studies is very limited, although it has grown significantly in recent years. This is also a general problem for impact assessments conducted in the more populated parts of the country, but it may become the limiting factor for northern studies since we cannot readily transfer our southern experience and intuition to the Arctic. In the words of Hood (1976b), "Experience has shown that most deductions based on experience outside the northern regions have been in error."

Assuming that the focus on developing Canada's north will not diminish, it is unlikely that there will be sufficient well trained and experienced scientists to meet the projected needs. This may pose a conundrum for those administering the assessment procedures. In the past, they have placed a high priority on undertaking an arms length technical review of the completed studies using experts who have not been involved. In the future, it may not be possible to retain Arctic experts in reserve as opposed to encouraging the maximum involvement of all qualified individuals, whether they work for governments or the private sector.

The shortage of qualified scientists may be only a part of the problem of limited expertise. As Norton (1979) noted in reference to the Alaskan/Beaufort experience, it took considerable effort to keep the best-qualified investigators involved in impact studies since environmental assessment in the conventional sense apparently was not very intellectually stimulating. The scientists were permitted to expand the scope of their work into the general need for information on off-shore development. In the words of Norton:

> *"Thus, we have biological investigators who, in 1975, originally set out to make basic surveys of the number and kinds of organisms present in the Beaufort, then continued by evaluating functional relationships of organisms to their habitats that accounted for clustering of unusual numbers in certain locations, then turned to evaluating the trophic interactions of key organisms' response to and recovery from very specific kinds of OCS (outer continental shelf)-related insults."*
>
> *"Perhaps a serious constraint, for example, for terrain mapping in the Arctic, is the lack of capable experts."*
>
> *"Since the high cost of doing Arctic studies is largely in getting and staying there, we should do excellent and intensive study while we can."*
>
> *"Many natural events in the Arctic occur abruptly and unpredictably."*
>
> *"Sea ice and snow cover in the Arctic are just not predictable."*
>
> *"The high variability in the Arctic has both advantages and disadvantages. The major advantage is that you can focus on areas and times of concentrated biological activity. The disadvantage is that it's difficult to establish broad survey baselines."*

Logistical Problems

The tremendous expanse of the Arctic raises important logistical questions concerning what to study and where. As well, as a result of many biotic processes being temporally compressed, the time available for field studies may be only a matter of weeks. Consequently, decisions regarding the deployment of study resources may be critical. For example, the annual spring phytoplankton bloom in any particular area may last only a week or two and careful planning is required if studies are to examine the bloom at the peak of primary production or biomass. Since many natural events in the Arctic are highly stochastic (e.g., the formation of polynyas in certain areas or the retreat of winter ice), studies often may need to run longer than initially anticipated in order to investigate major biotic perturbations.

In examining phenomena strongly influenced by climate and thus characterized by a high degree of spatial heterogeneity, advantage can be taken of more synoptic study techniques. For example, the latest advances in remote sensing techniques, in particular satellite imagery, have made possible the reliable identification of polynyas (Smith and Rigby, 1981).

A number of approaches have been suggested for dealing with the peculiar spatial and temporal nature of Arctic phenomena. Hood (1976b) proposed the selection of type areas which would be studied in detail until a satisfactory level of understanding is achieved, and the results then extrapolated to other areas. The workshop participants suggested that closer attention paid in study design to the overriding influence of microclimate on many terrestrial species and processes would be of great value. On the marine side, the participants spoke of the advantages of focussing the study efforts on ice-edge communities, polynyas, areas of upwelling and nearshore ecosystems.

The Need for Continuity

On account of the considerable cost and difficulty of acquiring data in remote and harsh areas, it is tempting to plan short-term studies for impact assessments of northern developments. However, it is precisely because of our poor understanding of the responses of Arctic systems to industrial activities that we need to continue study efforts until the most pressing questions are answered. In this context, Arctic projects are the prime candidates to be subjected to experimental study as discussed earlier in the report. Even the most optimistic proponents of northern developments would consider many proposed activities in the high Arctic as experimental in nature. The Arctic Pilot Project, a proposal to transport natural gas from the high Arctic by LNG tankers operating year round, is an example of such a large-scale experiment. It is generally agreed that there is insufficient knowledge or experience to predict the effects of noise from large ships on Arctic marine mammals. Nor is it known what the effects will be of the areas of open water left by the ships' passage in an otherwise ice-covered sea. In such cases, our knowledge must come from large-scale experiments since they appear to be the only avenue for answering many critical ecological questions.

UNIQUE CHARACTERISTICS OF ARCTIC ECOSYSTEMS

"The Arctic marine environment does present taxonomic problems, but on the basis of ecological function it may be simpler than the number of species (as indicated by morphology) may lead you to believe."

"It seems to me that Arctic ecosystems have well-sorted components, and thus they are easier to separate and bound on paper."

"The replacement of destroyed habitat in terrestrial Arctic ecosystems is not an available option."

"In the Arctic you often get the case where the populations that concentrate into colonies, herds or schools represent large proportions of the world's total supply of those species."

"The low productivity of Arctic waters results mainly from the poor circulation of nutrients and carbon — they get locked low below the euphotic zone."

Arctic ecosystems operate according to the same basic functional principles as do tropical and temperate ecosystems. However, they exhibit variations on these principles which may have implications for undertaking environmental assessment.

Marine primary productivity is a prime example of such variations. The spring bloom of marine algae, constituting a period of maximum biomass accumulation, is brief but extremely significant for Arctic marine systems since it provides the bulk of the energy which powers the entire marine trophic structure. The bloom is controlled primarily by three factors — nutrient availability, light, and stability of the water column. While one might initially expect a wave of phytoplanktonic production to move northward with increased day length and more direct sunlight as summer approaches, the factor of water column stability, controlled to a significant degree by ice, plays a significant role in altering this pattern. Thus, the bloom generally appears earlier in stable surface waters than it does in turbulent, open waters, even though such stable waters may be much further north.

The resulting patchiness of the spring phytoplankton bloom may indeed lengthen the season of heightened biomass production on a regional basis. This can be important for opportunistic feeders higher in the trophic structure whose ranges are broad enough to allow them to continually utilize local phytoplankton blooms and the attendant burst of secondary production.

It was pointed out by a number of the workshop participants that the spring bloom may be difficult to study for two reasons. First, since it occurs over a relatively brief period and is not entirely predictable, there is either a risk of missing the bloom at specific study locations or a need to spend an inordinate amount of time at a study location waiting for the bloom to occur. Secondly, the bloom often occurs during the period of spring break up of ice, the most difficult time during the Arctic marine field season from a logistics point of view. The ice is often too weathered to be a safe study platform but may be sufficiently dense in some areas to inhibit navigation. According to some participants at the workshop, a concentrated study effort on the spring bloom might necessitate a major commitment of financial resources for helicopter rental, the only reliable means of conducting tests over a wide area in a short period of time under adverse ice conditions. Having said this, there was no total agreement on the need to study the spring bloom in detail in spite of its obvious ecological importance.

The Arctic is also characterized by relatively short food chains and abbreviated pre-adult life stages. While these are not unique to Arctic ecosystems, they do offer some advantages for study. For example, based on studies in Prudhoe Bay (Feder and Schamel, 1976) it was shown that benthic organisms were the main food source for a number of important fish species. Furthermore, many benthic species in the Arctic have greatly abbreviated pelagic life cycle stages, resulting in the development of relatively localized populations that depend mainly on self-recruitment. Thus, these species are excellent indicators for use in a monitor-

ing programme since (i) they generally are susceptible to oil contamination and (ii) the impacts would be less likely to be masked by external recruitment into the area. Examination of these same benthic organisms would reveal the long recovery time for many Arctic species that are slow to reach sexual maturity.

Unusual concentrations of biota in space and time are also characteristic of the Arctic environment. Many species of marine mammals and seabirds come together in major concentrations during the brief summer to breed and to rear their young. For example, about 5 000 beluga whales are known to inhabit parts of the MacKenzie River Delta during the summer months (Lewis, 1979). Estimates of breeding seabirds on Prince Leopold Island range up to 600 000 individuals of various species (Nettleship, 1975). Similarly, Truett (1980) reported that an estimated several million Arctic cod swept through the particular lagoon under study in one season, although they were at normal lower levels of abundance the years before and after that season.

Such dense concentrations are likely related to the high levels of primary production during the spring bloom and the subsequent growth of higher trophic level populations. In any event, the main concern for impact assessment in the Arctic is often related to vulnerability — where and when will species be concentrated and what is the probability that they will be impacted by the project? In this context, transport mechanisms in the Arctic marine environment (for example, as represented by oil slick trajectory models) become extremely important when compared with the known distributions of organisms.

From an operational point of view, the question of vulnerability can be mitigated by avoidance. However, in the event that marine drilling projects are suspected of posing a severe threat to certain concentrations of organisms, a consideration of avoidance may result in serious limitations on project operations. For example, based on the results from a few years of seabird monitoring as part of the assessment for the South Davis Strait project (Imperial Oil Ltd. *et al.*, 1978), it was suggested that the exploratory drilling program should be halted during the period of migration. If the advice has been taken, the 10-week drilling season would have been shortened by 4 weeks! (S. Conover, pers. comm.).

"One advantage of the Arctic is the limited spatial extent of areas where fauna undertake their major life-cycle events."

"The opportunities for recruitment in disturbed Arctic populations are much fewer than in populations in temperate areas."

"While the life histories of Arctic species may be long, most of them have very short, life-cycle events."

"The Arctic offers numerous opportunities for easily avoiding times and areas of biotic productivity."

"The timing and areas of concentrated primary production do not necessarily mean that the species of importance, which are usually homeotherms, are present at that time."

"Industrial activity should take advantage of the absence of biological activity during the Arctic winter. The problem then becomes the darkness!"

CALIBRATION OF BIOLOGICAL WITH PHYSICAL PHENOMENA

Hood (1976a), in discussing the importance of Arctic Ocean studies, stressed the fact that northern biological communities are, "either partially or wholly dependent on the sequence of well-timed events in the Arctic." Throughout their evolutionary history, northern species have adapted to take advantage of the brief but highly productive Arctic summer. However, this calibration of biological and physical phenomena is not perfect and any 'slippage' of physical events, even for a few days, can be disastrous for some species.

A number of authors have made reference to the serious effects on certain species resulting from years of unusual ice accumulation. For example, according to Milne (1976), "the heavy ice in the spring of 1974 appeared to have nearly catastrophic effects on the higher life forms in the Beaufort Sea, such as the snow geese which failed to reproduce successfully, the slower growth rates evident in ringed seals, and the incidence of starving bears." Stirling and others (1981) reported that the population of ringed seals in the same year dropped by about 50 per cent and reproduction was reduced by about 90 per cent.

Similarly, Brown and Nettleship (1981) reported that when the polynya at the eastern end of Lancaster Sound failed to develop in 1978, only 10-20 per cent of some colonial seabird species attempted to breed, presumably owing to a sharp reduction in food supply. While it is obvious that the species have been able to accommodate such disastrous reductions in their populations, the question remains about the long-term effects of major man-induced perturbations, especially if they occur coincidental with, or immediately subsequent to, such natural catastrophes.

It appears that predicting changes in physical phenomena in the Arctic, especially phenomena influenced strongly by climate, is no less difficult than for biological variables. This certainly seems to be the case with ice formation, distribution and breakup, which are highly variable from year to year.

ICE-RELATED PHENOMENA

According to Dunbar (1981), "Both the presence and absence of ice in the north have special biological significance." The focus in the following discussion will be on three ice-related phenomena — epontic (under ice) primary production, ice-edge ecosystems and polynyas.

Primary Production under Sea Ice

The presence of ice has, among others, the following three effects on marine primary production: (i) it reduces light penetration, thus limiting phytoplankton production in the water column, (ii) it stabilizes the water column, especially at the surface, thus promoting production, and (iii) it allows epontic algae to attach to its undersurface, thus promoting production. The bloom of the epontic algae community (sometimes referred to as 'an inverted benthic community,' which includes associated fauna) is much more characteristic of the expected south to north wave as spring progresses and it usually precedes the phytoplankton bloom in nearby open water. Thus, the total length and production of the spring bloom of marine primary production at a particular site where ice occurs can be increased significantly. It has been estimated that epontic primary production may account for as much as one-quarter of marine primary production in some Arctic locations.

Ice-Edge Ecosystems

The edge of sea ice is known to be biotically active. Primary production is relatively high at the water-ice interface where it supports a variety of higher trophic level organisms including Arctic cod, seabirds and marine mammals (Dunbar, 1981). In the early spring, open-water leads are particularly important as they provide, in otherwise complete ice cover, extensive ice-edges which appear to be of great significance to migrating sea birds.

This phenomenon is also important when considering the potential effect of an oil spill. For example, it has been shown that oil, when released under ice, will eventually find its way to the surface of the ice and will accumulate in areas of open water including ice leads (Lewis, 1979). It is also obvious that an oil spill on open water may accumulate along an ice edge.

As a priority for study in environmental impact assessments of Arctic marine developments, the ice-edge ecosystem ranks with the nearshore communities since they both represent areas which may bear the brunt of any major oil spill.

Polynyas

Polynyas are areas of open water surrounded by ice. They may remain open all or part of the year and they may recur in approximately the same location year after year (recurring polynyas). Individual polynyas have been known and studied for some time but the recent work by Stirling and Cleator (1981) is the first comprehensive review of polynyas throughout the Canadian Arctic. Although the exact mechanisms responsible for creating individual polynyas may vary, they are generally considered to be the result of the forces of wind, currents, upwelling, and vertical mixing.

Polynyas are important as refuges for a wide variety of seabirds and marine mammals which take advantage of the improved access to air, water, and ice, and possible higher levels of production. For example, Brown and Nettleship (1981) showed that there is a distinct relationship between the distribution of major colonies of most Arctic seabirds and the occurrence of polynyas, presumably related to the advantages that the open water provides in securing food during the early stages of breeding.

The potential importance of polynyas when one considers the effects of northern ship transportation or major oil releases is obvious. In the words of Stirling and others (1981), "An oil spill or blowout in a polynya area could be particularly devastating to species with restricted winter distribution if the availability of undisturbed polynyas for feeding and breathing was critical to their continued survival."

CLOSING REMARKS

In the discussions on developing a study strategy (Chapter 9), it was suggested that impact assessment studies could be substantially upgraded without launching into the 'cutting edge of science.' This is probably true for assessments conducted in more temperate regions of the country where there is little evidence to show that advantage is being taken of basic knowledge of well-documented phenomena. However, as evidenced by the above outline, in the Arctic we are often dealing with unique ecosystems of which there is a more limited understanding. This ignorance in itself should raise the importance which is attached to potential impacts on such systems. Thus, in the Arctic, basic research and assessment studies should begin to merge operationally, although the motivations for each remain quite different.

The smart research managers are capitalizing on the high level of interest in Arctic development by modifying their programmes to support some aspects of impact assessment studies and thereby securing funds and the use of 'research platforms' that might otherwise not be available. Those who are confining their interests to more conventional bases of research support may be missing an important opportunity.

For environmental impact assessment in the Arctic, the words of Dr. M.J. Dunbar, as quoted by Livingston (1981), are particularly appropriate:

> " . . . the most important requisite is basic research, something that should have been obvious from the start. There is a school of thought that believes that ideal impact studies, successful in predicting accurately the result of accidents and industrial wastes, may well be impossible. Nevertheless, it has at least become clear, even to the most refractory minds, that, in order to come even close to the ability to predict such effects, it is necessary to know precisely and simply how nature works in the particular context at issue. What is needed is basic science, not 'integrated, interdisciplinary, mission-oriented' jargon."

"Since many Arctic impacts are catastrophic or accidental, the use of experiments to study these beforehand is limited."

"The benthic Arctic marine environment is very stable and very predictable."

"Because extremes in biological parameters are so obvious and spectacular in the Arctic, I would think they should be easier to document."

"Sociopolitical sensitivities of northern issues are often a major constraint to Arctic impact assessment studies. We can't put radio collars on caribou because the natives don't want it."

"In general, we can say that areas of annual ice cover are more productive than areas of multi-year ice."

"Once you know the relationships and associations between the animals and the ice, prediction on the basis of ice types can be a very useful approach."

REFERENCES

Adams, C. 1981. The Process of Environmental Impact Assessment in the Provinces of Canada: A Comparative Study. Rapport de Stage No. 12, Service d'Analyse des Études d'Impact, Ministère de l'Environnement, Gouvernement du Québec, Ste-Foy, Québec. 104 pp.

Airphoto Analysis Associates Consultants Limited, and Beak Consultants Limited. 1976. Upper Salmon/Cat Arm: Environmental Impact Assessment (Preliminary). Airphoto Analysis Associates Consultants Limited, Toronto, Ontario. 220 pp.

Alexander, C. S. 1976. Environmental law in Canada: some observations. *In* Environment under Fire: Proc., 17th Ann. Meeting, Can. Soc. Environ. Biologists, pp. 45-57. Special Edition, Newsletter/Bulletin *33*, Can. Soc. Environ. Biol., Toronto, Ontario.

Andrews, R. N. L. 1973. A philosophy of environmental impact assessment. J. Soil and Water Conserv. *28*:197-203.

Andrews, R. N. L., P. Cromwell, G. A. Enk, E. G. Farnworth, J. R. Hibbs and V. L. Sharp. 1977. Substantive Guidance for Environmental Impact Assessment: An Exploratory Study. The Institute of Ecology, Washington, D. C. 79 pp.

Anonymous. 1972. Report on Research under the Environmental-Social Program, Northern Pipelines. Rep. No. 72-1, Environ.-Social Committee, Northern Pipelines, Task Force on Northern Oil Development. Canada Depts. of Indian Aff. and Northern Dev.; Energy, Mines and Resources; and Environment; Ottawa. 109 pp.

Anonymous. 1974. Report of NOAA Scientific and Technical Committee on Marine Environmental Assessment. National Oceanic and Atmospheric Admin., U. S. Department of Commerce, Rockville, Maryland. 100 pp.

Anonymous. 1975. Georges Bank Conference: Marine Environmental Assessment Needs on the Georges Bank Related to Petroleum Exploration and Development. Proc., Conf. and Workshop, May 1975, Bentley College, Waltham, Massachusetts. New England Natural Resources Center.

Anonymous. 1977. Environmental Impact Assessments in Canada: A Review of Current Legislation and Practice. Canadian Council of Resource and Environment Ministers, Victoria, B. C. 33 pp.

Anonymous. 1980a. Biological Evaluation of Environmental Impacts. Symp. Proc., FWS/OBS-80/26, U. S. Fish and Wildlife Service, Dept. of the Interior, and Council on Environmental Quality, Washington, D. C. 237 pp.

Anonymous. 1980b. Fisheries Ecology: Some Constraints that Impede Advances in our Understanding. National Academy of Sciences, Washington, D. C. 16 pp.

Anonymous. 1981a. Consultation on the Consequences of Offshore Oil Production on Offshore Fish Stocks and Fishing Operations. Canadian Atl. Fish. Sci. Adv. Comm. Research Document 81/8, CAFSAC Marine Environ. and Ecosystems Subcommittee, Bedford Inst. Oceanography, Dartmouth, Nova Scotia. 119 pp.

Anonymous. 1981b. Post-development audits to test effectiveness of environmental impact prediction methods and techniques. Draft Interim Research Report, Project Appraisal for Development Control, Dept. of Geography, University of Aberdeen, Aberdeen, Scotland. 44 pp.

Auerbach, S. I. 1978. Current perceptions and applicability of ecosystem analysis to impact assessment. Ohio J. Sci. *78*:163-174.

Averett, R. C. 1981. Species diversity and its measurement. *In* Biota and Biological Parameters as Environmental Indicators (P. E. Greeson, ed.), pp. B3-B6. Geol. Survey Circ. 848-B, U. S. Dept. of Interior, Washington, D. C.

Bacow, L. S. 1980. The technical and judgmental dimensions of impact assessment. EIA Review *1*:109-124.

Baker, J. M. 1971. Studies on saltmarsh communities — successive spillages. *In* the Ecological Effects of Oil Pollution on Littoral Communities (E. B. Cowell, ed.), pp. 21-32. Institute of Petroleum, London.

Baker, J. M. 1976. Biological monitoring — principles, methods and difficulties. *In* Marine Ecology and Oil Pollution (J. M. Baker, ed.), pp. 41-53. John Wiley and Sons, Inc., New York.

Barnthouse, L. W. and W. VanWinkle. 1980. Modeling tools for ecological impact evaluation. *In* Strategies for Ecological Effects Assessment at DOE Energy Activity Sites (Sanders *et al.*), pp. 271-313. Environ. Sci. Div. Publ. No. 1639, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee.

Baxter, R. M. 1977. Environmental effects of dams and impoundments. Ann. Rev. Ecol. Syst. *8*:255-283.

Baxter, R. M. and P. Glaude. 1980. Environmental effects of dams and impoundments in Canada: experience and prospects. Can. Bull. Fish Aquat. Sci. 205. 34 pp.

Beak Consultants Limited. 1977: Environmental Impact Assessment and Management Strategy: Wreck Cove Hydroelectric Project. Nova Scotia Power Corporation, Halifax, Nova Scotia.

Beak Consultants Limited. 1979. Environmental Impact Statement: Kitts-Michelin Project. Brinex (British Newfoundland Exploration Limited), Mississauga, Ontario.

Beak Consultants Limited. 1980. Fisheries Investigations for the Upper Salmon Hydroelectric Development. Newfoundland and Labrador Hydro, St. John's, Newfoundland. 95 pp. append.

Beak Consultants Limited. 1981. Fisheries Investigations for the Upper Salmon Hydroelectric Development. Phase IV: Salmonid Migration Studies on the West Salmon River. Newfoundland and Labrador Hydro, St. John's, Newfoundland. 81 pp. append.

Beanlands, G. E. and P. N. Duinker. 1981. The Ecological Basis for Environmental Impact Assessment in Canada — Progress Report. Inst. Resource and Environ. Studies, Dalhousie University, Halifax, Nova Scotia. 110 pp.

Beaufort Sea Environmental Assessment Panel. 1982. Beaufort Sea Hydrocarbon Production Proposal: Interim Report of the Environmental Assessment Panel. Federal Environmental Assessment Review Office, Hull, Quebec. 12 pp.

Bella, D. A. and W. S. Overton. 1972. Environmental planning and ecological possibilities. J. San. Eng. Div., Am. Soc. Civ. Eng. *98*:579-592.

Boesch, D. F. 1980. Evaluating impacts on continential shelf environments: concepts and prospects. *In* Symp. Proc., Biological Evaluation of Environmental Impacts, pp. 159-169. FWS/OBS-80/26, Council on Environ. Quality, and Fish and Wildl. Service, U. S. Dept. of the Interior, Washington, D. C.

Brown, R. G. B. and D. N. Nettleship. 1981. The biological significance of polynyas to arctic colonial seabirds. *In* Polynyas in the Canadian Arctic (I. Stirling and H. Cleator, eds.), pp. 59-66. Occ. Paper No. 45, Canadian Wildlife Service, Environment Canada, Ottawa.

Brungs, W. A. 1980. Evaluation of chronic and sublethal toxic effects in the assessment of aquatic environmental impact. *In* Symp. Proc., Biological Evaluation of Environmental Impacts, pp. 66-72. FWS/OBS-80/26, Council on Environ. Quality, and Fish and Wildl. Service, U. S. Dept. of the Interior, Washington, D. C.

Buffington, J. D., R. K. Sharma and J. T. McFadden. 1980. Assessment of ecological damage: concensus. *In* Symp. Proc., Biological Evaluation of Environmental Impacts, pp. 25-32. FWS/OBS-80/26, Council on Environ. Quality, and Fish and Wildl. Service, U. S. Dept. of the Interior, Washington, D. C.

Cairns, J. Jr. 1975. Critical species, including man, within the biosphere. Naturwissenschaften *62*:193-199.

Cairns, J. Jr. 1980. The Recovery Process in Damaged Ecosystems. Ann Arbor Sciences Publ. Inc., Ann Arbor, Michigan. 167 pp.

Cairns, J. Jr. and K. L. Dickson. 1980. Rick analysis for aquatic ecosystems. *In* Symp. Proc., Biological Evaluation of Environmental Impacts, pp. 73-83. FWS/OBS-80/26, Council on Environ. Quality, and Fish and Wildl. Service, U. S. Dept. of the Interior, Washington, D. C.

Carpenter, R. A. 1976. The scientific basis of NEPA — is it adequate? Environ. Law Reporter *6*:50014-50019.

Carpenter, R. A. 1980. Using ecological knowledge for development planning. Environ. Mgmt. *4*:13-20.

Christensen, S. W., W. Van Winkle and J. S. Mattice. 1976. Defining and determining the significance of impacts: concepts and methods. *In* Proc., Workshop on the Biological Significance of Environmental Impacts (R. K. Sharma, J. D. Buffington and J. T. McFadden, eds.), pp. 191-219. NR-CONF-002, Nuclear Regulatory Commission, Washington, D. C.

Coleman, D. J. 1977. Environmental impact assessment methodologies: a critical review. *In* Environmental Impact Assessment in Canada: Processes and Approaches (M. Plewes and J. B. R. Whitney, eds.), pp. 35-59. Publ. No. EE-5, Institute for Environmental Studies, Univ. of Toronto, Toronto.

Committee on the Atmosphere and the Biosphere (Board on Agriculture and Renewable Resources, Commission on Natural Resources, National Reseach Council). 1981. Atmosphere-Biosphere Interactions: Toward a Better Understanding of the Ecological Consequences of Fossil Fuel Combustion. National Academy Press, Washington, D. C. 263 pp.

Cooper, C. F. 1976a.Ecosystem models and environmental policy. Simulation *26*:133-138.

Cooper, C. F. and P. H. Zedler. 1980. Ecological assessment for regional development. J. Environ. Mgmt. *10*:285-296.

Cooper, W. E. 1976b. Ecological effects. *In* Proc., Workshop on the Biological Significance of Environmental Impacts (R. K. Sharma, J. D. Buffington and J. T. McFadden, eds.), pp. 73-87. NR-CONF-002, U. S. Nuclear Regulatory Commission, Washington, D. C.

Cooper, W. E. 1980. Scientific logic and the environmental review process. *In* Symp. Proc., Biological Evaluation of Environmental Impacts, pp. 12-19. FWS/OBS-80/26, Council on Environ. Quality, and Fish and Wildl. Service, U. S. Dept. of the Interior, Washington, D. C.

Couch, W. J. (ed.). 1982. Environmental Assessment in Canada: 1982 Summary of Current Practice. Canadian Council of Resource and Environmen: Ministers, Ottawa, Ontario. 35 pp.

Council on Environmental Quality. 1980. Environmental Quality — The Eleventh Annual Report of the Council on Environmental Quality. U. S. Government Printing Office, Washington, D. C. 497 pp.

Cowell, E. B. 1978. Ecological monitoring as a management tool in industry. Ocean Manage. *4*:273-285.

Cowell, E. B. and D. C. Monk. 1979. Problems in ecological monitoring in Port Valdez, Alaska. *In* Proc., 1979 Oil Spill Conference, pp. 713-717. Publ. No. 4308, American Petroleum Institute, Washington, D. C.

Cowell, E. B. and W. J. Syratt. 1979. A technique for assessing ecological damage to the intertidal zone of rocky shores for which no previous baseline data is available. *In* Proc., Ecological Damage Assessment Conference, pp. 29-39. Soc. Petro. Ind. Biologists, Los Angeles, California.

Cox, G. V., A. Barnett, J. R. Gould, K. G. Hay, J. Hirota, C. D. McAuliffe and A. D. Michael. 1980. Oil Spill Studies: Strategies and Techniques. American Petroleum Institute, Washington, D. C. 150 pp.

DeAngelis, D. L. 1980. Energy flow, nutrient cycling, and ecosystem resilience. Ecology *61*:764-771.

Department of Fisheries and Environment. 1978. Review of the Environmental Impact Statement for Exploratory Drilling in the Davis Strait. Regional Hydrocarbon Committee, Department of Fisheries and Oceans.

Dooley, J. E. 1979. A framework for environmental impact identification. J. Environ. Mgmt. *9*:279-287.

Duffy, P. J. B. 1979. The application of ecological land classification to environmental impact assessment. *In* Applications of Ecological (Biophysical) Land Classification in Canada (C. D. A. Rubec, ed.), pp. 91-99. Ecol. Land. Class. Series No. 7, Lands Directorate, Environment Canada, Ottawa, Ontario.

Dunbar, M. J. 1976. Man in the polar marine ecosystem. *In* Assessment of the Arctic Marine Environment (D. W. Hood and D. C. Burrell, eds.), pp. 11-22. Inst. of Marine Science, Univ. of Alaska, Fairbanks, Alaska.

Dunbar, M. J. 1981. Physical causes and biological significance of polynyas and other open water in sea ice. *In* Polynyas in the Canadian Arctic (I. Stirling and H. Cleator, eds.), pp. 29-44. Occ. Paper No. 45, Canadian Wildlife Service, Environment Canada, Ottawa.

Eberhardt, L. L. 1976. Quantitative ecology and impact assessment. J. Environ. Mgmt. *4*:27-70.

Eberhardt, L. L. 1978. Appraising variability in population studies. J. Wildl. Manage. *42*:207-238.

Eedy, W. and K. Schiefer. 1977. 'Innovative' assessment technology allows more accurate prediction. Reprinted from Canadian Pulp and Paper Industry, Vol. 30, No. 16. 3 pp.

Eedy, W., K. Schiefer, J. Rowsell and R. McCoy. 1979. Application of ecological (biophysical) land classification in the environmental assessment process: Examples from various types of resources developments across Canada. *In* Applications of Ecological (Biophysical) Land Classification in Canada (C. D. A. Rubec, ed.), pp. 221-237. Ecol. Land Class. Series No. 7, Lands Directorate, Environment Canada, Ottawa, Ontario.

Efford, I. E. 1975. Assessment of the impact of hydrodams. J. Fish. Res. Board Can. *32*:196-209.

Efford, I. E. 1976. Problems associated with environmental impact studies in Canada. *In* Proc., Workshop on the Biological Significance of Environmental Impacts (R. K. Sharma, J. D. Buffington and J. T. McFadden, eds.), pp. 25-41. NR-CONF-002, U. S. Nuclear Regulatory Commission, Washington, D. C.

Eldorado Nuclear Limited. 1979. Environmental Impact Statement for a Uranium Refinery in Corman Park R. M., Saskatchewan. Eldorado Nuclear Limited, Toronto, Ontario.

Emond, D. P. 1978. Environmental Assessment Law in Canada. Emond-Montgomery Ltd., Toronto, Ontario. 380 pp.

Environmental Conservation Service Task Force. 1981. Ecological Land Survey Guidelines for Environmental Impact Analysis. Ecol. Land. Class Ser., No. 13. Lands Directorate (Environment Canada), and Federal Environmental Assessment Review Office, Ottawa, Ontario. 42 pp.

Fahey, J. 1978. The Biological Component of Environmental Assessment: Concepts and Case Studies. Ph.D. Thesis, University of California at Los Angeles, California. 272 pp.

FEARO. 1978. Report of the Environmental Assessment Panel: Eastern Arctic Offshore Drilling, South Davis Strait Project. Federal Environmental Assessment Review Office, Ottawa, Ontario.

Feder, H. M. and D. Schamel. 1976. Shallow-water benthic fauna of Prudhoe Bay. *In* Assessment of the Arctic Marine Environment (D. W. Hood and D. C. Burrell, eds.), pp. 329-360. Inst. of Marine Science, Univ. of Alaska, Fairbanks, Alaska.

Flora, M. D. and P. C. Rosendahl. 1982. Response of specific conductance to environmental conditions in the Everglades National Park, Florida. Water, Air, and Soil Pollution *17*:51-59.

Foothills Pipe Lines (South Yukon) Ltd. 1979. Environmental Impact Statement for the Alaska Highway Gas Pipeline Project. Foothills Pipe Lines (South Yukon) Ltd., Whitehorse, Y. T.

Foothills Pipe Lines (South Yukon) Ltd. 1981. Exploitation of Fish and Wildlife. Submission 5-4, Addendum to the Environmental Impact Statement for the Yukon Section of the Alaska Highway Gase Pipeline. Foothills Pipe Lines (South Yukon) Ltd., Whitehorse, Y. T.

Fritz, E. S. , P. J. Rago and I. D. Murarka. 1980. Strategy for Assessing Impacts of Power Plants on Fish and Shellfish Populations. FWS/OBS-80/34, National Power Plant Team, Office of Biological Services, Fish and Wildlife Service, U. S. Dept. of the Interior, Ann Arbor, Michigan. 68 pp.

Gantcheff, G., P. Normandeau and P. Glaude. 1979. The applications of the James Bay ecological inventory: A manager's appreciation. *In* Applications of Ecological (Biophysical) Land Classification in Canada (C. D. A. Rubec, ed.), pp. 239-249. Ecol. Land Class. Series No. 7, Lands Directorate, Environment Canada, Ottawa, Ontario.

Giddings, J. M. 1980. Field experiments. *In* Strategies for Ecological Effects Assessment at DOE Energy Activity Sites (Sanders *et al.*), pp. 315-331. Environ. Sci. Div. Publ. No. 1639, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee.

Gilliland, M. W. and P. G. Risser. 1977. The use of systems diagrams for environmental impact assessment: procedures and an application. Ecol. Modelling *3*: 183-209.

Gore, K. L., J. M. Thomas and D. G. Watson. 1979. Quantitative evaluation of environmental impact assessment, based on aquatic monitoring programs at three nuclear power plants. J. Environ. Mgmt. *8*:1-7.

Green, R. H. 1979. Sampling Design and Statistical Methods for Environmenta. Biologists. John Wiley and Sons, Inc., Toronto. 257 pp.

Gulf Canada Resources Inc. 1980. Environmental Impact Assessment: Foothills Project, Alberta. Gulf Canada Resources Inc., Calgary, Alberta.

Hall, C. A. S., R. Howarth, B. Moore III and C. J. Vorosmarty. 1978. Environmental impacts of industrial energy systems in the coastal zone. Ann. Rev. Energy *3*:395-475.

Hammond, K. R. 1978. Toward increasing competence of thought in public policy formation. *In* Judgment and Decision in Public Policy Formation (K. R. Hammond, ed.), pp. 11-32. Westview Press, Boulder, Colorado.

Hartzbank. D. J. and A. McCusker. 1979. Establishing criteria for offshore sampling design. *In* Proc., Ecological Damage Assessment Conference, pp. 59-78. Society of Petroleum Industry Biologists, Los Angeles, California.

Hatch Associates Ltd. 1981. Proposed Electrolytic Zinc Reduction Plant, Belledune, New Brunswick: Environmental Impact Assessment. Brunswick Mining and Smelting Corporation Limited, Belledune, New Brunswick.

Heath, R. T. 1979. Holistic study of an aquatic microcosm: theoretical and practical implications. Intern. J. Environ. Studies *13*:87-93.

Hilborn, R. 1979. Some failures and successes in applying systems analysis to ecological systems. J. Applied Systems Analysis *6*:25-31.

Hilborn, R., C. S. Holling and C. J. Walters. 1980. Managing the unknown: approaches to ecological policy design. *In* Symp. Proc., Biological Evaluation of Environmental Impacts, pp. 103-113. FWS/OBS-80/26, Council on Environ. Quality, and Fish and Wildl. Service, U. S. Dept. of the Interior, Washington, D. C.

Hilborn, R. and C. Walters. 1981. Some pitfalls of environmental baseline and process studies. Rep. No. 3, Cooperative Fisheries Research Unit, Inst. of Animal Resource Ecology, University of British Columbia, Vancouver, B. C. 8 pp.

Hinckley, A. D. 1980. Guidelines for ecological evaluation. *In* Symp. Proc., Biological Evaluation of Environmental Impacts, pp. 33-39. FWS/OBS-80/26, Council on Environ. Quality, and Fish and Wildl. Service, U. S. Dept. of the Interior, Washington, D. C.

Hipel, K. W., D. P. Lettenmaier and A. I. McLeod. 1978. Assessment of environmental impacts. Part I: Intervention analysis. Environ. Mgmt. *2*:529-535.

Hirsch, A. 1980. The baseline study as a tool in environmental impact assessment. *In* Symp. Proc., Biological Evaluation of Environmental Impacts, pp. 84-93. FWS/OBS-80/26, Council on Environ. Quality, and Fish and Wildl. Service, U. S. Dept. of the Interior, Washington, D. C.

Holling, C. S. 1973. Resilience and stability of ecological systems. Ann. Rev. Ecol. Syst. *4*:1-23.

Holling, C. S. (ed.). 1978. Adaptive Environmental Assessment and Management. No. 3, Int. Ser. on Applied Systems Analysis, Int. Inst. for Applied Systems Analysis. John Wiley and Sons, Toronto, Ontario. 377 pp.

Holling, C. S. and M. A. Goldberg. 1971. Ecology and planning. J. Am. Inst. Planners *37*:221-230.

Hood, D. W. 1976a. Introduction: A statement of the problem. *In* Assessment of the Arctic Marine Environment (D. W. Hood and D. C. Burrell, eds.), pp. 3-10. Inst. of Marine Science, Univ. of Alaska, Fairbanks, Alaska.

Hood, D. W. 1976b. Bearing north to the future. *In* Assessment of the Arctic Marine Environment (D. W. Hood and D. C. Burrell, eds.), pp. 465-468. Inst. of Marine Science, Univ. of Alaska, Fairbanks, Alaska.

IMCO/FAO/UNESCO/WMO/WHO/IAEA/UN/UNEP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution (GESAMP). 1980. Monitoring Biological Variables Related to Marine Pollution. Rep. and Stud. No. 12, UNESCO, Paris. 22 pp.

Imperial Oil Limited, Aquitaine Co. of Canada Ltd., and Canada-Cities Service Ltd. 1978. Summary: Environmental Impact Statement for Exploratory Drilling in Davis Strait Region.

Imperial Oil Limited, Aquitaine Co. of Canada Ltd., and Canada-Cities Service Ltd. 1979. Supplement: Environmental Impact Statement for Exporatory Drilling in Davis Strait Region.

Inhaber, H. 1977. Indices of environmental quality and their use in environmental assessment. *In* Environmental Impact Assessment in Canada: Processes and Approaches (M. Plewes and J. B. R. Whitney, eds.), pp. 99-107. Publ. No. EE-5, Institute for Environmental Studies, Univ. of Toronto, Toronto, Ontario.

Jeffers, J. N. R. 1974. Future prospects of systems analysis in ecology. *In* Proc., 1st. Intern. Cong. of Ecology, pp. 255-259. Centre for Agric. Publ. and Doc., Wageningen, Netherlands.

Jones, M. L., R. R. Everitt, N. C. Sonntag and M. J. Staley. 1980. Report of the Liard Hydroelectric Development MacKenzie Delta Modelling Workshop. Environmental and Social Systems Analysts Ltd. (ESSA), Vancouver, B.C. 91 pp.

van Keulen, H. 1974. Evaluation of models. *In* Proc., 1st Intern. Cong. of Ecology, pp. 250-252. Centre for Agric. Publ. and Doc., Wageningen, Netherlands.

Kumar, K. D. 1980. Statistical considerations. *In* Strategies for Ecological Effects Assessment at DOE Energy Activity Sites (Sanders *et al.*), pp.333-348. Environ. Sci. Div. Publ. No. 1639, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee.

Larminie, G. 1980a. Untitled presentation. *In* Offshore Environment in the 80's — Proc., Workshop on Environmental Considerations of East Coast Offshore Hydrocarbon Development. Dec. 2-4, 1980, St. John's, Newfoundland.

Larminie, G. 1980b. The use of EIA and of environmental audits in the oil industry. *In* Environmental Impact Assessment (J. B. Elkington, ed.), pp. 50-59. OYEZ Intelligence Report, OYEZ Publ. Ltd., London, U. K.

Lewis, E. L. 1979. Some possible effects of Arctic industrial developments on the marine environment. Paper presented at POAC '79 (Port and Ocean Engineering under Arctic Conditions), Norwegian Institute of Technology.

Livingston, J. 1981. Environmental impact assessment — it's whatever you make of it. Probe Post (November 1981): 12-14.

Longley, W. L. 1979. An environmental impact assessment procedure emphasizing changes in the organization and function of ecological systems. *In* Proc., Ecological Damage Assessment Conference, pp. 355-376. Society of Petroleum Industry Biologists, Los Angeles, California.

Lowe-McConnell, R. H. 1973. Reservoirs in relation to man — fisheries. *In* Man-Made Lakes: Their Problems and Environmental Effects (W. C. Ackermann *et al.*, eds.). Geophysical Monograph 17.

Lower Churchill Development Corporation Limited. 1980. Lower Churchill Project Generation Facilities: Environmental Impact Statement. Lower Churchill Development Corporation Limited, St. John's, Newfoundland.

Lowrance, W. W. 1976. Of Acceptable Risk: Science and the Determination of Safety. W. Kaufmann, Inc., Los Altos, California. 180 pp.

Lucas, H. L. 1976. Some statistical aspects of assessing environmental impact. *In* Proc., Workshop on the Biological Significance of Environmental Impacts (R. K. Sharma, J. D. Buffington and J. T. McFadden, eds.), pp. 295-306. NR-CONF-002, U. S. Nuclear Regulatory Commission, Washington, D. C.

Mahoney, S. P. 1980. The Grey River Caribou Study. Newfoundland Wildlife Division and Newfoundland and Labrador Hydro, St. John's, Newfoundland. 93 pp. append.

Manitoba Hydro and James F. MacLaren Ltd. 1976. Environmental Assessment Study: Manitoba Hydro 500 kV. Electric Power Transmission Right-of-Way Dorsey-Riel-International Border, Winnipeg-Minneapolis Interconnection. Manitoba Hydro, Winnipeg, Manitoba.

Marsan, A. and B. Coupal. 1981. The role of mathematical models in assessing environmental impacts. *In* Simulating the Environmental Impact of a Large Hydroelectric Project (N. Thérien, ed.), pp. 7-16. Simulation Proc. Series, Vol. 9, No. 2. The Soc. for Computer Simulation, La Jolla, California.

Martec Limited. 1980. Initial Environmental Evaluation For Delineation Drilling, Sable Island Area. Mobil Oil Ltd., Halifax, Nova Scotia.

Mason, W. T. Jr. (ed.). 1978. Methods for the Assessment and Prediction of Mineral Mining Impacts on Aquatic Communities: A Review and Analysis. Workshop Proceedings, FWS/OBS-78/30, Fish and Wildlife Service, U.S. Dept. of the Interior, Harpers Ferry, W. Virginia. 157 pp.

Matthews, W. H. 1975. Objective and subjective judgements in environmental impact analysis. Environ. Conserv. 2:121-131.

May, R. M. 1975. Stability in ecosystems: some comments. *In* Unifying Concepts in Ecology (W. H. van Dobben and R. H. Lowe-McConnell, eds.), pp. 161-168. Dr. W. Junk B. V. Publ., The Hague, and Centre for Agric. Publ. and Doc., Wageningen, Netherlands.

McLaren, M. A. 1979. Terrestrial Wildlife Studies in the Upper Salmon Area of South-Central Newfoundland. Newfoundland and Labrador Hydro, St. John's, Newfoundland. 145 pp.

Milne, A. R. 1976. Canadian environmental studies of the southern Beaufort Sea. *In* Assessment of the Arctic Marine Environment (D. W. Hood and D. C. Burrell, eds.), pp. 87-94. Inst. of Marine Science, Univ. of Alaska, Fairbanks, Alaska.

Mitchell, B. and R. Turkheim. 1977. Environmental impact assessment: principles, practice, and Canadian experiences. *In* Managing Canada's Renewable Resources (R. R. Krueger and B. Mitchell, eds.), pp. 47-66. Methuen Publications, Toronto, Ontario.

Moss, B. 1976. Ecological considerations in the preparation of environmental impact statements. *In* Environmental Impact Assessment (T. O'Riordan and R. D. Hey, eds.), pp. 82-90. Saxon House, Farnborough, England.

Munn, R. E. 1975. Environmental Impact Assessment. Paper presented to International Congress of Scientists on the Human Environment: Kyoto, Japan, Nov. 16-26, 1975. 21 pp.

Munn, R. E. (ed.). 1979. Environmental Impact Assessment: Principles and Procedures. SCOPE Report 5. International Council of Scientific Unions — Scientific Committee on Problems of the Environment. 160 pp.

Nettleship, D. N. 1975. Studies of seabirds at Prince Leopold Island and vicinity, Northwest Territories: Preliminary report of biological investigations in 1975. Progress Notes No. 73, Canadian Wildlife Service, Fisheries and Environment Canada, Ottawa. 11 pp.

Newfoundland and Labrador Hydro. 1980a. Upper Salmon Hydroelectric Development: Environmental Impact Statement. Environmental Policy Department, Newfoundland and Labrador Hydro, St. John's, Newfoundland. 187 pp.

Newfoundland and Labrador Hydro. 1980b. Cat Arm Hydroelectric Development: Environmental Impact Statement. Environmental Services Department, Newfoundland and Labrador Hydro, St. John's, Newfoundland. 262 pp.

Newfoundland and Labrador Hydro. 1981a. Environmental Information Report (1981): The Upper Salmon Hydroelectric Development. Environmental Services Department, Newfoundland and Labrador Hydro, St. John's, Newfoundland. 70 pp.

Newfoundland and Labrador Hydro. 1981b. Cat Arm Hydroelectric Development: Environmental Impact Statement Addendum. Environmental Services Department, Newfoundland and Labrador Hydro, St. John's, Newfoundland.

Norlands Petroleums Limited. 1978. Environmental Impact Statement for Exploratory Drilling in the Lancaster Sound Region.

Northland Associates Limited. 1979a. Upper Salmon Development: Biophysical Study. Newfoundland and Labrador Hydro, St. John's, Newfoundland. 127 pp.

Northland Associates Limited. 1979b. Upper Salmon Development: Reservoir Preparation Study. Newfoundland and Labrador Hydro, St. John's, Newfoundland. 61 pp.

Norton, D. W. 1979. Some relationships between environmental assessments and arctic marine development. Paper presented at POAC'79 (Port and Ocean Engineering under Arctic Conditions), Norwegian Institute of Technology.

Norton, G. A. and B. H. Walker. 1982. Applied ecology: towards a positive approach. I. The context of applied ecology. J. Environ. Mgmt. *14*:309-324.

Odum, E. P. and J. L. Cooley. 1980. Ecosystem profile analysis and peformance curves as tools for assessing environmental impact. *In* Symp. Proc., Biological Evaluation of Environmental Impacts, pp. 94-102. FWS/OBS-80/26, Council on Environ. Quality, and Fish and Wildl. Service, U. S. Dept. of the Interior, Washington, D. C.

Ogawa, H. and W. J. Mitsch. 1979. Modeling of power plant impacts on fish populations. Environ. Mgmt. *3*:321-330.

O'Neill, R. V., B. S. Ausmus, D. R. Jackson, R. I. VanHook, P. Van Voris, C. Washburne and A. P. Watson. 1977. Monitoring terrestrial ecosystems by analysis of nutrient export. Water, Air, and Soil Pollution *8*:271-277.

Orians, G. H. 1975. Diversity, stability and maturity in natural ecosystems. *In* Unifying Concepts in Ecology (W. H. van Dobben and R. H. Lowe-McConnell, eds.), pp. 139-150. Dr. W. Junk B. V. Publ., The Hague, and Centre for Agric. Publ. and Doc., Wageningen, Netherlands.

Overton, W. S. 1978. Observations on modeling. *In* Methods for the Assessment and Prediction of Mineral Mining Impacts on Aquatic Communities: A Review and Analysis (W. T. Mason, Jr., ed.), pp. 141-142. FWS/OBS-78/30, Fish and Wildlife Service, U. S. Dept. of the Interior, Harpers Ferry, West Virginia.

Peace-Athabasca Delta Project Group. 1973. The Peace-Athabasca Delta Project-Technical Report. Information Canada, Ottawa, Ontario. 176 pp.

Peterman, R. M. 1980. Influence of ecosystem structure and perturbation history on recovery processes. *In* the Recovery Process in Damaged Ecosystems (J. Cairns Jr., ed.), pp. 125-139. Ann Arbor Science Publ. Inc., Ann Arbor, Michigan.

Petro-Canada. 1982. Offshore Labrador Initial Environmental Assessment. Petro-Canada, Calgary, Alberta.

Pielou, E. C. 1981. The usefulness of ecological models: a stock-taking. Quart. Rev. Biol. *56*:17-31.

Regier, H. A. and D. J. Rapport. 1977. The application of ecological modelling to impact assessment. *In* Environmental Impact Assessment in Canada: Processes and Approaches (M. Plewes and J. B. R. Whitney, eds.), pp. 79-97. Publ. No. EE-5, Institute for Environmental Studies, Univ. of Toronto, Toronto, Ontario.

Rosenberg, D. M., and V. H. Resh *et al.* 1981. Recent trends in environmental impact assessment. Can. J. Fish. Aquat. Sci. *38*:591-624.

Sage, B. 1980. Ruptures in the Trans-Alaska Oil Pipeline: Causes and effects. Ambio 9:262-263.

Sanders, F. S. and G. W. Suter, II. 1980. General considerations for ecological effects monitoring and assessment. *In* Strategies for Ecological Effects Assessment at DOE Energy Activity Sites (Sanders *et al.*), pp. 9-60. Environ. Sci. Div. Publ. No. 1639, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee.

Sanders, F. S., S. M. Adams, L. W. Barnthouse, J. M. Giddings, E. E. Huber, K. D. Kumar, D. Lee, B. Murphy, G. W. Suter and W. Van Winkle. Strategies for Ecological Effects Assessment at DOE Energy Activity Sites. Environ. Sciences Div. Publ. No. 1639, ORNL/TM-6783. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee. 390 pp.

Saskatchewan Research Council. 1981. Environmental Impact Assessment for the Claude Ore Zone — Experimental Test Pit. Cluff Mining, Saskatchewan.

Schindler, D. W. 1976. The impact statement boondoggle. Science *192*:4239.

Sharma, R. K. 1976. Determining biological significance of environmental impacts: science or trans-science? *In* Proc., Workshop and on the Biological Significance of Environmental Impacts (R. K. Sharma, J. D. Buffington and J. T. McFadden, eds.), pp. 3-10. NR-CONF-002, U.S. Nuclear Regulatory Commission, Washington, D. C.

Sharma, R. K., J. D. Buffington and J. T. McFadden (eds.). 1976. The Biological Significance of Environmental Impacts. Conf. Proc., NR-CONF-002, U. S. Nuclear Regulatory Commission, Washington, D. C. 327 pp.

Sharp, J. M., S. G. Appan, M. E. Bender, T. L. Linton, D. J. Reish and C. H. Ward. 1979. Natural variability of biological community structure as a quantitative basis for ecological impact assessment. *In* Proc., Ecological Damage Assessment Conference, pp. 257-284. Society of Petroleum Industry Biologists, Los Angeles, California.

Shawmont Newfoundland Ltd. 1981. Upper Salmon Access Road Stream Crossing Fisheries Study. Newfoundland and Labrador Hydro, St. John's, Newfoundland.

Skalski, J. R. and D. H. McKenzie. 1982. A design for aquatic monitoring programs. J. Environ. Mgmt. *14*:237-251.

Smith, J. N., K. Ellis and F. J. Bishop. 1981. Pre-operational Environmental Monitoring Report for the Point Lepreau, N. B. Nuclear Generating Station — 1980. Rep. Series/BI-R-81-10. Bedford Institute of Oceanography, Dartmouth, Nova Scotia. 111 pp.

Smith, M. and B. Rigby. 1981. Distribution of polynyas in the Canadian Arctic. *In* Polynyas in the Canadian Arctic (I. Stirling and H. Cleator, eds.), pp. 7-28. Occ. Paper No. 45, Canadian Wildlife Service, Environment Canada, Ottawa.

States, J. B., P. T. Haug, T. G. Shoemaker, L. W. Reed and E. B. Reed. 1978. A Systems Approach to Ecological Baseline Studies. FWS/OBS-78/21, Fish and Wildlife Service, U. S. Dept. of the Interior, Fort Collins, Colorado. 365 pp.

Stirling, I. and H. Cleator (eds.). 1981. Polynyas in the Canadian Arctic. Occ. Paper No. 45, Canadian Wilflife Service, Environment Canada, Ottawa, Ontario. 73 pp.

Stirling, I., H. Cleator and T. G. Smith. 1981. Marine mammals. *In* Polynyas in the Canadian Arctic (I. Stirling and H. Cleator, eds.), pp. 45-58. Occ. Paper No. 45, Canadian Wildlife Service, Environment Canada, Ottawa.

Sutterlin, N. and N. Snow. 1982. Introduction to the Eastern Arctic Marine Environmental Studies Program. Arctic *35*:iii-iv.

Swartz, R. C. 1980. Application of diversity indices in marine pollution investigations. *In* Symp. Proc., Biological Evaluation of Environmental Impacts, pp. 230-237. FWS/OBS-80/26, Council on Environ. Quality, and Fish and Wildl. Service, U. S. Dept. of the Interior, Washington, D. C.

Teleki, G. C. and Herskowitz, J. 1982. The Ontario Lakeshore Capacity Simulation Model: An Introduction to the Model and Its Role in Lakeshore Planning and Management. Ontario Ministry of Municipal Affairs and Housing, Toronto, Ontario. 31 pp.

Thérien, N. (ed.). 1981. Simulating the Environmental Impact of a Large Hydroelectric Project. Simulation Proc. Series, Vol. 9, No. 2. Simulation Councils Inc. (Society for Computer Simulation), La Jolla, California. 118 pp.

Thomas, J. M., J. A. Mahaffey, K. L. Gore and D. G. Watson. 1978. Statistical methods used to assess biological impact at nuclear power plants. J. Environ. Mgmt. *7*:269-290.

Truett, J. C. 1978. Ecosystem process analysis — a new approach to impact assessment. *In* Symp. Proc., Energy/Environment'78, pp. 70-75. Soc. Petro. Ind. Biologists, Los Angeles, California.

Truett, J. C. 1980. Beaufort Sea barrier island-lagoon ecological process studies: Final report, Simpson Lagoon. Part 7. Synthesis, impact analysis, and a monitoring strategy. *In* Envir. Assess. Alaskan Cont. Shelf, Annu. Rep. Prin. Invest. BLM/NOAA, OCSEAP, Boulder, Colorado. 92 pp.

Van Voris, P., R. V. O'Neill, W. R. Emanuel and H. H. Shugart, Jr. 1980. Functional complexity and ecosystem stability. Ecology *61*:1352-1360.

Walker, B. H. and G. A. Norton. 1982. Applied ecology: towards a positive approach. II. Applied ecological analysis. J. Environ. Mgmt. *14*:325-342.

Wallace, R. R. 1981. Environmental impact research: a time for choices. Alternatives *9*:42-48.

Walters, C. 1975. An interdisciplinary approach to development of watershed simulation models. J. Fish. Res. Board Can. *32*:177-195.

Ward, D. V. 1978. Biological Environmental Impact Studies: Theory and Methods. Academic Press, New York. 157 pp.

Westman, W. E. 1978. Measuring the inertia and resilience of ecosystems. BioScience *28*:705-710.

Wiederholm, T. 1980. Use of benthos in lake monitoring. J. Water Pollution Control 52:537-547.

Zar, J. H. 1976. Statistical significance and biological significance of environmental impacts. *In* Proc., Workshop on the Biological Significance of Environmental Impacts (R. K. Sharma, J. D. Buffington and J. T. McFadden, eds.), pp. 285-293. NR-CONF-002, U. S.Nuclear Regulatory Commission, Washington, D. C.

ISBN 0-7703-0460-5

UN CADRE ECOLOGIQUE POUR L'EVALUATION ENVIRONNEMENTALE AU CANADA

Par

Gordon E. Beanlands et Peter N. Duinker

Institute for Resource and Environmental Studies
University Dalhousie
Halifax (Nouvelle-Ecosse)

1983

Publié par

Institute for Resource and Environmental Studies
Dalhousie University

et

Bureau fédéral d'examen des évaluations environnementales

Recherche sous le patronage de
Arctic and Eastcoast Petroleum Operators' Association
Dalhousie University
Environnement Canada
Bureau fédéral d'examen des evaluations environnementales

Les opinions exprimées dans ce rapport n'engagent que la responsabilité des auteurs. On peut obtenir des exemplaires de ce rapport:

au Bureau fédéral d'examen des évaluations environnementales
200 Blvd. Sacré-Cœur
Hull, Québec
K1A 0H3

ou chez les auteurs à:

Institute for Resource and Environmental Studies
Dalhousie University
1312 Robie St.
Halifax, Nova Scotia
B3H 3E2

MEMBRES DU COMITÉ CONSULTATIF DU PROJET

R.E. Munn (président)
L.M. Dickie
G.T. Glazier
W.W.H. Gunn
A.J. Hanson
P. Leblanc
A. Milne
J.S. Tener

REMERCIEMENTS

Nous remercions sincèrement les promoteurs, l'Université Dalhousie, le Bureau fédéral d'examen des évaluations environnementales, Environnement Canada, l'Arctic Petroleum Operators' Association et l'Eastcoast Petroleum Operators' Association et l'Association canadienne de l'électricité, pour leur appui financier.

Les résultats obtenus sont le fruit du travail soutenu de nombreuses personnes auxquelles nous sommes grandement reconnaissants. Nous remercions les membres du comité consultatif pour l'intérêt et le soutien incessants qu'ils ont fourni tout au long de l'étude. Nous tenons à remercier particulièrement M. R.E. Munn, qui a présidé le comité, M. John Herity, qui a agi en tant que secrétaire et comme autorité scientifique pour le contrat de recherches, M. Arthur Hanson, directeur de l'Institute for Resource and Environmental Studies (IRES), qui a joué un rôle particulier, et M. M.J. Dunbar, de l'Université McGill, qui a fait un examen approfondi de la dernière ébauche du rapport.

Nous sommes grandement reconnaissants aux coordonnateurs des ateliers, qui ont beaucoup travaillé pour planifier et organiser les dix ateliers régionaux, ainsi qu'aux experts venus de l'extérieur, qui nous ont éclairé par leurs conseils et leurs observations. Mais pardessus tout, nous tenons à remercier tous ceux qui ont pris part aux ateliers d'avoir fourni leurs opinions et leurs points de vue, éléments sur lesquels se fonde en partie le rapport.

Nous voulons souligner la participation de Dr. Margaret Chapman, qui a examiné les énoncés d'incidences environnementales, de M. Michael Phipps, qui a préparé les documents de base pour les ateliers, de Mme Susan MacDonald, agent d'administration de l'IRES, de Mme Gwen Laurence, secrétaire du projet, de Mme Brenda Smart et de Mme Christina Ritchie, secrétaires de l'étude et copistes qui ont fait diligence dans la préparation du présent rapport.

Nous remercions également nos épouses pour l'endurance dont elles ont fait preuve et le soutien qu'elles nous ont apporté tout au long de l'étude. Enfin, nous adressons une pensée spéciale à nos enfants Jeff, Sara, et Kate, qui ont peut-être été négligés pendant les longues journées de préparation du rapport, mais qui n'ont jamais été oubliés.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ 1

PREMIÈRE PARTIE — INTRODUCTION ET RÉTROSPECTIVE 13

1 — Introduction 15
Plan du rapport 16
2 — Rétrospective 17
Objectifs 17
Plan de l'étude 18
Auditoires cibles 19
Définitions des termes 20
3 — Evolution des problèmes 23
Aperçu historique 23
Points de Vues 24
Principales frustrations 25
4 — Une revue d'évaluations choisies 27
Méthodes 27
Analyse des résultats 31
Conclusions 33
5 — Premières indications 35
Aspects scientifiques et pratiques 35
Aspects administratifs et institutionnels 35

DEUXIÈME PARTIE — LA SCIENCE ÉCOLOGIQUE COMME BASE 39

6 — Rôle de la science dans les évaluations d'impacts 41
Science, valeurs et décisions 41
Reconnaissance des exigences scientifiques 44
Evaluation par des pairs 45
7 — Importance des incidences environnementales 47
Interprétation statistique 47
Préoccupations d'ordre écologique 47
Importance sociale 49
Conséquences pour le projet 49
Directives concrètes 50
Résumé 51
8 — Quelques considérations essentielles 53
Limites et contraintes 53
Quantification 56
Modélisation 58
Prévision 60
Modèles d'études 62
9 — Elaboration d'une perspective écologique 67
Les leçons de l'expérience 67
Conceptualisation du projet et de l'environnement 69
Portée sociale vs portée écologique 73
L'élaboration d'une stratégie d'étude 78
10 — La définition des limites 85
Caractéristiques physiques 85
Limites écologiques 86
11 — Stratégies d'études efficaces 89
La compréhension initiale 89
Les bases de la prévision 91
Vérification des hypothèses 93

TROISIÈME PARTIE — POSSIBILITÉS DE CHANGEMENTS 97

12 — Exigences pour la planification et la réalisation d'études des incidences écologiques 99
13 — Recommandations 105

ANNEXES 107

Annexe A — Participants aux ateliers 109
Annexe B — Participation aux ateliers par organisation 111
Annexe C — Résultats de deux études de cas 113
Annexe D — Considération du milieu arctique 129

BIBLIOGRAPHIE 135

LISTE DES FIGURES

2-1 Schéma des activités de l'étude 18
4-1 Noms et emplacements des projets dont les énoncés d'incidences environnementales ont été officiellement examinés 28
6-1 Types d'approches (Tableau modifié de Hammond, 1978) 42
6-2 Importance relative des rôles de la science et des valeurs sociales dans le processus d'évaluation environnementale 44
8-1 Limites de temps et d'espaces des évaluations d'impacts environnementaux 54
8-2 Gradients en matière d'analyse des incidences (d'après Christensen et Al, 1976) 55
8-3 Vérifications temporelles et spatiales dans l'évaluation des incidences environnementales 58
8-4 Expérience pré-projet concernant les perturbations dans le cadre de l'évaluation environnementale 65
8-5 Cadre expérimental pour l'étude des répercussions d'un projet 65
9-1 Effets d'un projet dans les contextes de l'écologie et de l'évaluation 70
9-2 La chaîne des répercussions et les relations structurelles du biote 71
9-3 La chaîne d'impact et les relations fonctionnelles du biote 72
9-4 Une stratégie d'étude basée sur la succession 80
9-5 Une stratégie d'étude basée sur l'accumulation biologique 82
9-6 Une stratégie d'étude basée sur l'eutrophisation 83
11-1 Facteurs contribuant à la forte productivité d'une lagune marine (Extrait de Truett, 1980) 91
11-2 Evolution des modèles-types d'évaluation d'impacts 95

LISTE DES TABLES

4-1 Détails des EIE examinés officiellement 29
4-2 Liste d'autres rapports d'évaluation des incidences environnementales examinés 30
9-1 Une classification des espèces indicatrices 77
9-2 Quelques effets à long terme des débits modifiés de la rivière de la Paix prévus dans le delta des rivières de la Paix et Athabasca 81
C-1 Personnes interviewées dans le cadre des études de cas 113
C-2 Critères utilisés pour évaluer les incidences dans le cadre de l'EIE du forage de prospection pour des hydrocarbures dans la région du Détroit de Davis 116

RÉSUMÉ

INTRODUCTION

L'évaluation des incidences environnementales au Canada s'est développée en un phénomène socio-politique assez compliqué qui repose sur des systèmes administratifs importants. Toutefois le fait que les exigences scientifiques et les conséquences de ces procédures administratives complexes n'aient pas reçu une égale attention préoccupe de façon croissante les organismes chargés de l'évaluation. Le présent rapport est l'aboutissement de deux années d'études pour répondre à cette préoccupation dans le contexte canadien.

L'étude visait à déterminer dans quelle mesure l'écologie pourrait contribuer à l'élaboration et à la réalisation des études d'évaluation et à présenter des recommandations réalistes sur la façon d'y contribuer. Il a été reconnu au cours de l'étude que les considérations écologiques ne représentent qu'une partie de la gamme totale des facteurs compris dans l'évaluation des incidences environnementales. Toutefois, ceux qui ont participé à l'étude considèrent qu'il est grand temps que le contenu scientifique de l'évaluation des incidences soit étudié à la lumière des exigences dictées par les procédures élaborées.

L'étude a été entreprise en juin 1980, par l'Institute for Resource and Environmental Studies (IRES) de l'université Dalhousie, grâce à un contrat signé avec le ministère fédéral des Approvisionnements et des Services. Elle a été financée conjointement par l'université Dalhousie, le Bureau fédéral d'examen des évaluations environnementales, Environnement Canada, les Associations des producteurs de pétrole de l'Arctique et de la côte Est et l'Association canadienne de l'électricité.

L'APPROCHE

L'étude comportait délibérément la participation active des chercheurs de l'environnement qui effectuent des études d'évaluation des incidences, et des personnes chargées d'administrer les procédures d'évaluation au Canada. Dix ateliers tenus dans diverses régions canadiennes ont rassemblé des agents du gouvernement fédéral et des gouvernements provinciaux, des représentants des promoteurs industriels, des experts-conseils, et des chercheurs universitaires. Ces ateliers regroupaient environ 150 personnes. L'étude a comporté également un examen approfondi de la documentation se rapportant aux données scientifiques et écologiques recueillies dans le cadre des évaluations des incidences environnementales. Le présent rapport reflète principalement les avis et les suggestions des participants à ces ateliers, ainsi qu'une revue de l'état actuel des études d'évaluation présentées dans la documentation scientifique.

Des consultations importantes ont également eu lieu avec des experts américains et européens; quelque 30 évaluations des incidences environnementales provenant de toutes les régions du Canada ont été examinées et deux évaluations récemment achevées ont fait l'objet d'une analyse approfondie qui comportait des examens détaillés des documents et des entrevues avec le personnel clé.

Un comité consultatif a été créé pour surveiller et guider le déroulement de l'étude. Ce comité, qui comprenait des hauts fonctionnaires gouvernementaux, des chercheurs universitaires, des représentants de l'industrie et des experts-conseils, s'est réuni à intervalles réguliers pour examiner les résultats partiels obtenus et donner son avis au sujet des activités futures. Les membres du comité, ainsi que certains participants aux ateliers, ont tenu une dernière réunion au cours de laquelle la critique du rapport provisoire de l'étude a été faite. Les services du Dr. M.J. Dunbar de l'université McGill avaient été retenus pour qu'une critique indépendante du rapport puisse être faite.

Le rapport a été rédigé à l'intention des organismes fédéraux et provinciaux qui administrent les procédures d'évaluation, des experts-conseils qui s'occupent des études d'évaluation, des promoteurs industriels chargés de satisfaire aux exigences en matière d'évaluation environnementale, des organismes professionnels pertinents, des enseignants qui donnent des cours sur l'évaluation des incidences dans les collèges et les universités, et de divers groupes publics qui s'intéressent activement au processus d'évaluation. Le texte général s'adresse à tous ces groupes mais les recommandations s'adressent plus directement à ceux qui, pensons-nous, sont responsables de l'exécution des évaluations.

L'EXPÉRIENCE CANADIENNE

Historique

Le peu d'attention portée aux réalités scientifiques de l'évaluation des incidences environnementales a amené les deux principaux groupes intéressés à «s'éloigner» l'un de l'autre progressivement. On trouve d'une part les administrateurs et leurs conseillers scientifiques chargés d'établir le mandat des évaluations particulières et de juger si les études résultantes conviennent, d'autre part les promoteurs et leurs experts-conseils dans le domaine de l'environnement qui doivent traduire ce mandat en un programme d'études et qui n'ont guère de certitude concernant les normes

scientifiques que les examinateurs finiront par adopter. Cette situation a souvent eu pour résultat un processus d'examen technique quelque peu confus et exaspérant, se déroulant dans le cadre de procédures administratives relativement bien définies.

La confusion qui règne au sujet des normes scientifiques adéquates pour les études d'évaluation des incidences a donné lieu à beaucoup d'insatisfaction parmi les personnes directement intéressées. Nombre de participants aux ateliers n'étaient pas convaincus que la qualité scientifique soit un aspect important des études d'évaluation des incidences. D'autres ont affirmé que nous devons soit améliorer la rigueur scientifique des études à l'appui de tout le processus, soit courir le risque de voir le concept d'évaluation des incidences dégénérer en un exercice de relations publiques et de lobbying gouvernemental.

Dans une certaine mesure, toute amélioration substantielle de la qualité scientifique est limitée parce que les groupes participants n'ont pas de perspective commune. Le fait que l'évaluation des incidences environnementales soit le résultat des pressions exercées par le public et de motivations politiques pose un dilemme fondamental du point de vue scientifique; l'évaluation n'est ni un impératif, ni un produit scientifique. Par conséquent, nous trouvons d'un côté les administrateurs qui ont tendance à considérer l'évaluation environnementale comme l'application de procédures ou de directives établies, de l'autre, les chercheurs qui travaillent à l'élaboration et à l'examen des documents d'évaluation environnementale mais qui doutent souvent que la méthode scientifique puisse y être rigoureusement appliquée. Du point de vue de l'industrie, l'évaluation des incidences est directement liée à l'approbation des projets et à l'obtention de permis. Les experts-conseils à qui l'on demande de pratiquer une science honnête dans un système à base politique sont coincés au milieu.

Jusqu'à maintenant, on s'est peu entendu sur les objectifs de l'évaluation des incidences et, par conséquent, encore moins sur quoi faire pratiquement. Ainsi, aucune définition commune de l'évaluation environnementale n'a été développée au-delà de l'orientation fournie par les directives, les politiques ou les règlements gouvernementaux en matière de procédures. Ni les promoteurs et leurs experts-conseils, ni les examinateurs n'ont disposé de normes de référence communes à l'aide desquelles juger les exigences écologiques ou les mérites des études d'évaluation.

Le résultat de ce mélange d'attitudes, de perceptions et de restrictions a été une application fort diluée des principes et des concepts scientifiques en matière d'évaluation au Canada. Une approche en quelque sorte «tronquée» a prévalu, approche dans laquelle tous les éléments de l'environnement, quelque soit leur pertinence, ont été couverts globalement mais de façon superficielle dans les évaluations. Un examen de quelque 30 énoncés des incidences environnementales canadiens a montré que ces énoncés, en général, ne reposent pas sur des concepts reconnus d'examens scientifiques qui permettraient d'étudier les relations écologiques. On y retrouve rarement un thème central conceptuel ou analytique permettant d'orienter l'acquisition et l'interprétation des données. Les prévisions, si prévisions il y a, sont généralement vagues et contribuent peu au processus de prise de décision concernant un projet. Rien ne porte à croire que l'adoption d'une démarche plus uniforme poserait des difficultés opérationnelles extraordinaires. Les quelques études que nous avons examinées, études qui comportaient un cadre écologique d'ensemble et étaient basées sur des programmes de recherche bien dirigés, avaient été achevées dans les délais prévus.

Quelques problèmes majeurs

On pourrait améliorer considérablement la qualité scientifique des études d'évaluation si l'on satisfaisait à certains besoins importants. Tôt au cours de notre étude, cinq besoins majeurs ont été reconnus comme ayant une influence importante sur l'adoption d'une approche plus scientifique dans l'évaluation des incidences:

a) le besoin d'adopter une norme commune — Il serait avantageux pour tous de préciser ce qui constituerait une base scientifique acceptable pour les études d'évaluation des incidences. La confusion qui règne actuellement et la divergence dans les résultats souhaités sont improductives.

b) le besoin de s'entendre tôt — Tout en n'oubliant pas les limites imposées aux études d'évaluation des incidences, il est important que les personnes chargées d'effectuer et d'examiner les évaluations discutent le plus tôt possible de la démarche fondamentale à adopter. On doit maximiser la qualité du travail dès le début plutôt que de se fier à tort à une confrontation lors de l'évaluation des résultats à la fin du processus.

c) le besoin d'assurer une continuité — tous les participants en matière d'évaluation des incidences environnementales doivent se libérer du «syndrôme de l'énoncé des incidences environnementales». Si aucune surveillance subséquente n'est exercée, les études de base et les prévisions ont peu de raison d'être.

d) le besoin de transférer les connaissances — Il serait plus facile d'établir une base scientifique pour l'évaluation des incidences environnementales si tous ceux qui sont chargés des évaluations connaissaient les concepts, les techniques et les démarches les plus récemment mises au point par des praticiens et par des chercheurs.

e) le besoin d'établir de meilleures communications — On doit établir une tribune qui permette aux personnes chargées d'administrer, d'effectuer, d'examiner et de payer les études d'évaluation des incidences de discuter et d'échanger des idées. On ne pourra résoudre que lentement les difficultés importantes si les principaux participants ne sont pas informés des problèmes en dehors de ceux inhérents à leurs propres responsabilités.

LA SCIENCE ÉCOLOGIQUE COMME BASE

La science, les valeurs et les décisions

L'évaluation des incidences environnementales a pour fondement les perceptions et les valeurs de la société qui s'expriment au niveau politique par les procédures administratives des gouvernements. On demande aux chercheurs d'expliquer le rapport entre les mesures envisagées, ces perceptions et ces valeurs environnementales. Les opinions du grand public peuvent ne pas être appuyées par des recherches scientifiques, mais les aspirations collectives de ce public ne sauraient être ignorées. Par conséquent, on doit admettre que les décisions résultant des évaluations des incidences environnementales peuvent être basées autant sur des jugements subjectifs reposant sur des valeurs, des sentiments et des croyances que sur le résultat des études scientifiques.

D'après ce qui ressort des discussions tenues au cours des ateliers, il est évident qu'au Canada, ce rapport entre les valeurs sociales et l'orientation scientifique des études d'évaluation est généralement reconnu et accepté. Les problèmes à résoudre concernent moins, semble-t-il, l'importance des valeurs sociales que leur reconnaissance précoce et leur intégration dans les études environnementales appropriées. Au cours des ateliers, plusieurs idées ont émergé concernant la façon dont le public perçoit les valeurs environnementales et l'influence de celles-ci sur le processus d'évaluation des incidences environnementales. Parmi ces valeurs on trouve les préoccupations concernant (i) la santé et la sécurité humaines, (ii) les pertes éventuelles de ressources commerciales ou récréationnelles importantes, (iii) la disparition d'espèces en danger d'extinction et (iv) la perte éventuelle d'habitats.

Les perceptions et les valeurs sociales nous fournissent un moyen de déterminer l'importance des incidences environnementales éventuelles. Un autre moyen est l'interprétation statistique de l'importance consistant à mesurer les différences de variations des composantes des écosystèmes avant et après la réalisation du projet affectant ceux-ci. Il a été reconnu que l'interprétation statistique de l'importance des incidences ignore la portée sociale fondamentale de l'évaluation des incidences et ne permet pas d'établir des priorités parmi les incidences.

Certains participants aux ateliers ont suggéré que l'importance des incidences environnementales devrait être basée sur des considérations écologiques. C'est sur cette interprétation de l'importance des incidences qu'il a été le plus difficile de réaliser l'unanimité. Les participants se sont finalement entendus pour dire que les incidences qui aboutissaient à la perte irrémédiable d'éléments (par exemple le capital génétique) ou de fonctions (par exemple la production primaire) des écosystèmes devraient être considérées comme importantes, bien que la préoccupation ultime pouvait presque toujours être retrouvée dans les valeurs humaines.

Il a été largement démontré au cours des ateliers et dans les ouvrages pertinents que les incidences environnementales, quelle que soit leur ampleur, peuvent être jugées comme sans importance si elles ne sont pas prises en considération dans les décisions relatives aux projets. Ce concept repose sur le principe voulant que l'un des principaux buts de l'évaluation des incidences environnementales est de présenter des informations écologiques pertinentes qui seront prises en considération au cours de la planification d'un projet. Nous pourrions considérer cette perspective de l'importance des incidences considérée dans le cadre du projet comme la plus importante en matière d'évaluation environnementale.

On tente dans l'énoncé suivant de capturer l'essence des perspectives diverses de ce qui constitue une incidence environnementale importante:

> Dans des limites temporelles et spatiales définies, une incidence importante est un changement prévu ou mesuré d'un élément environnemental dont il faudrait tenir compte dans le processus décisionnel, compte tenu de la fiabilité et de la précision des prévisons, et de l'importance du changement mesuré.

Les implications de cet énoncé, pour ceux qui entreprennent et examinent les études d'évaluation, sont décrites en détail dans le rapport.

Examen fait par les pairs

Une science honnête peut être définie comme étant ce qui est acceptable par la communauté scientifique, tel que déterminé par un examen fait par les pairs. Au cours de certains ateliers, il a été affirmé que les pressions politiques et le temps disponible empêchent généralement l'adoption de démarches scientifiques plus rigoureuses en matière d'évaluation des incidences environnementales. Toutefois, on est généralement convaincu que les études jugées inacceptables à l'examen par des pairs ne sont pas une base appropriée pour évaluer les incidences.

Le présent rapport met en doute l'utilité de l'examen fait par des pairs si cet examen est fait seulement *après* que des études coûteuses et longues aient été achevées et lorsque les décisions concernant un projet doivent être prises. Il est bien sûr avantageux pour tous d'éviter que la crédibilité des études soit mise en doute à cette étape tardive du processus d'évaluation. Nous affirmons qu'une évaluation scientifique indépendante doit également être faite lors des étapes de conception et de planification technique des études d'évaluation des incidences, puisque l'examen fait par les pairs après la réalisation de l'étude peut arriver trop tard pour influer sur les décisions en matière d'évaluation.

La reconnaissance des exigences scientifiques

Depuis quelque temps, des chercheurs ont souligné le besoin de préciser la base scientifique des études d'évaluation. Les principales exigences scientifiques et techniques reconnues au cours de l'étude sont décrites ci-après.

Limites — L'établissement de limites temporelles et spatiales constitue une première étape essentielle dans l'évaluation des incidences bien que souvent on présume qu'elles existent sans les énoncer. Comme nombre d'autres aspects de l'évaluation des incidences, l'établissement de limites représente un compromis dans lequel entrent en jeu: i) les restrictions imposées par les realités politiques, sociales et économiques (limites administratives), ii) la durée et l'étendue du projet (limites du projet), iii) l'échelle temporelle et spatiale à laquelle les systèmes naturels se déroulent (limites écologiques) et iv) notre capacité actuelle limitée de prédire ou mesurer les changements écologiques (limites techniques). Il est important de faire la distinction entre ces catégories puisque les chercheurs peuvent exercer un contrôle sur certaines catégories tandis que d'autres catégories sont relativement fixes.

Quantification — Du point de vue scientifique, si l'on veut améliorer considérablement l'évaluation des incidences environnementales, la préoccupation actuelle d'études descriptives doit faire largement place à une démarche quantitative. Des prévisions quantitatives ne peuvent pas normalement être faites, ni des hypothèses vérifiées, si on ne peut les mesurer. Le principal obstacle semble être la variabilité naturelle élevée de nombreux phénomènes physiques et biologiques. Les problèmes posés par les variations naturelles touchent presque tous les aspects scientifiques de l'évaluation des incidences et les limites qui en résultent doivent être ouvertement reconnues. Par exemple, compte tenu des délais et des ressources disponibles, il pourrait être impossible d'établir de vrais contrôles expérimentaux dans des conditions naturelles ou d'entreprendre les programmes d'échantillonage nécessaires pour obtenir des analyses statistiques acceptables.

Modélisation — Selon la majorité des participants aux ateliers, la modélisation conceptuelle et la modélisation quantitative sont des techniques scientifiques très utiles qui conviennent bien aux études d'évaluation des incidences. Toutefois, par le passé, on n'a pas fait appel très souvent à ces techniques. La modélisation conceptuelle en particulier a été considérée comme ayant un rôle important à jouer dès les premières étapes de la planification d'une évaluation des incidences puisqu'elle peut servir à orienter les études subséquentes. Beaucoup de controverse entoure l'application et l'utilisation de la modélisation quantitative, principalement en ce qui a trait à l'aspect de prévision. La modélisation quantitative, plus particulièrement la modélisation simulée par ordinateur, semble être utilisée sur une base assez régulière dans certains aspects de l'évaluation des incidences environnementales tels ceux qui se rapportent aux mécanismes de transport physique dans l'atmosphère ou dans l'eau. Toutefois, la modélisation des effets écologiques est généralement considérée comme peu sûre pour la prévision des incidences.

Prévision — Pour la plupart des participants, et comme le montrent en général les ouvrages à ce sujet, l'évaluation des incidences environnementales équivaut à une prévision de ces incidences — une prévision des changements des conditions de base, tels que déterminés par les résultats de la surveillance effectuée après réalisation du projet. En dépit de ceci, la prévision dans les rapports d'évaluation des incidences a généralement été limitée à des énoncés globaux ou vagues sur la possibilité que certaines conditions se produisent. Plus la période étudiée est longue, plus grandes sont les distances à partir de la source des incidences et plus nous montons dans la hiérarchie écologique, de l'individu à l'écosystème, et moins nous pouvons nous fier à nos prévisions. S'y ajoutent les contraintes imposées par les phénomènes stochastiques qui, par définition, ne peuvent être prédits, bien que l'influence exercée par ces phénomènes puisse être incorporée aux modèles de simulation. Dans les rapports d'évaluation il faut établir une nette distinction entre les prévisions formelles, les prévisions basées sur l'expérience ou sur un jugement professionnel, et les pures suppositions.

Conception des études — L'une des faiblesses les plus évidentes des évaluations des incidences est l'absence d'une stratégie en matière d'étude. Plusieurs possibilités d'études en laboratoire ou sur les lieux existent, depuis les études des écosystèmes contrôlés (microcosmes) jusqu'aux simulations des perturbations à une échelle réduite à l'emplacement même du projet. Bien que le concept expérimental classique puisse rarement être utilisé pour les études d'évaluation des incidences environnementales, il faudrait beaucoup plus avoir recours à des hypothèses et des concepts fondés sur des statistiques. Une autre démarche que nous recommandons consiste à évaluer les effets environnementaux de projets semblables existants (par exemple, les aménagements hydroélectriques). En dernier lieu, puisque notre aptitude à prévoir les événements écologiques est limitée, il pourrait être nécessaire de considérer l'ensemble du projet dans un contexte expérimental et de mettre au point des programmes d'études des conditions naturelles, de prévision et de surveillance en tenant compte du besoin de vérifier les hypothèses.

Elaboration d'une perspective écologique

On peut soutenir que l'évaluation des incidences est conçue comme étant de l'écologie appliquée. En d'autres termes, l'établissement de priorités dans les études environnementales nécessaires devrait refléter en partie la mesure dans laquelle la science de l'écologie a développé des connaissances conceptuelles et théoriques de base au sujet du phénomène particulier en cause. Il en résulterait une étude plus limitée et mieux orientée, basée sur un compromis entre les besoins en information des preneurs de décision et sur ce qu'un programme de science appliquée judicieux, à court terme, peut offrir.

Leçons tirées de l'expérience — Le rapport contient un certain nombre de généralités à prendre en considération lorsqu'on adopte une démarche scientifique pour la conception et la réalisation des évaluations des incidences environnementales. En voici quelques unes:

a) Toujours s'efforcer de concevoir un type d'étude qui prévoie la possibilité de mesurer les changements après le début de la réalisation du projet.

b) Faire un compromis entre l'étude des éléments importants d'un écosystème et celle des éléments secondaires les plus proches pour lesquels il est possible de faire des prévisions utiles; user de jugement professionnel pour extrapoler ces prévisions dans le domaine des éléments importants d'un écosystème.

c) Il faut profiter au maximum des information qu'il est possible de tirer des phénomènes naturels, des faits d'origine humaine et des données naturelles elles-mêmes (dendrochronologie, p. ex).

d) Orienter les programmes d'acquisition des données numériques selon une définition statistique de la variation naturelle des composantes environnementales dans le temps et l'espace.

e) Préciser un soupçon généralisé concernant une incidence éventuelle jusqu'à ce que ce soupçon puisse être concrétisé sous forme d'une question précise pour laquelle une réponse numérique soit possible, ou sous la forme d'une hypothèse qui puisse être vérifiée.

f) Il faut d'abord tenter de prévoir les changements provoqués par le projet dans les composante physiques et chimiques, ainsi que l'incidence directe de ces changements sur les organismes, et considérer ensuite les effets indirects causés par les modifications de l'habitat ou de la chaine alimentaire.

g) Il pourrait être tout aussi important d'étudier le potentiel de récupération à long terme de l'écosystème (ou de ses éléments) suite à une incidence prévue, que de prévoir les effets initiaux de la perturbation.

Le besoin de conceptualiser — On donne une haute priorité dans le rapport au fait de concevoir une évaluation des incidences environnementales dans le cadre d'une perspective écologique du projet aussi bien que de l'environnement. Un exemple d'un cadre de travail fondamental pour un projet est donné: dans ce cas, les activités de construction ou d'exploitation sont considérées comme aboutissant à introduire, enlever ou redistribuer des éléments physiques, chimiques, biotiques ou énergétiques dans un système naturel délimité. Le rôle du chercheur est de déterminer si ces changements modifieront les éléments importants de l'écosystème, que ce soit directement ou par des relations écologiques.

L'enchaînement logique qui résulte de cet exercice peut être simple ou raffiné jusqu'à un haut degré de complexité. Quels que soient les détails impliqués, en tentant de placer le projet dans un cadre de travail écologique, nous devrions pouvoir mieux orienter l'étude, ce qui pourrait comporter les avantages suivants:

a) le projet pourrait être divisé en parties plus faciles à traiter;

b) concentration sur la nature et la source de la perturbation;

c) les limites temporelles et spatiales seraient établies tôt dès le début;

d) les éléments importants de l'écosystème seraient reconnus comme constituant le point central de l'évaluation;

e) on aurait une progression logique allant des attributs physico-chimiques aux attributs biotiques de l'écosystème;

f) les relations écologiques fonctionnelles seraient prises en considération chaque fois que possible;

g) un plan-type reconnaissable de présentation des résultats de l'étude.

Deux démarches fondamentales, bien que distinctes, en matière de conceptualisation de l'environnement sont suggérées. On reconnait dans l'une la structure hiérarchique de l'organisation écologique et la difficulté croissante de mesurer les incidences depuis l'individu, la population, la communauté, jusqu'aux niveaux de l'écosystème. Cela mène le chercheur à se poser deux questions fondamentales: i) à quel niveau biologique se trouvent les éléments importants de l'écosystème dont il est question; ii) à quel niveau biologique est-il possible soit de prévoir utilement soit de détecter la perturbation prévue? Malheureusement, dans la plupart des cas, les préoccupations semblent porter sur le niveau de population, ce niveau même pour lequel notre aptitude à prévoir ou à mesurer les changements dus à l'activité humaine est la plus faible.

Le deuxième moyen de conceptualiser l'environnement à des fins d'évaluation des incidences environnementales implique une attention spéciale à la structure trophique. Les liens entre les différents niveaux deviennent très importants lorsqu'il est question des répercussions qui se manifestent chez les espèces importantes dans la chaine alimentaire. Le projet, en modifiant l'environnement physique et chimique, peut avoir un premier effet sur le biote à un ou à tous les niveaux de la chaine alimentaire. Toutefois, de telles interactions directes ne se produisent pas souvent puisque les espèces importantes sont généralement situées haut dans la structure trophique, tandis que les projets interfèrent souvent avec les espèces qui se trouvent à la base de la chaine alimentaire et les fonctions écologiques qui s'y produisent.

Les cadres écologiques décrits dans le rapport ne sont pas présentés comme «les» modèles à utiliser pour la conceptualisation des incidences environnementales; le message serait plutôt que les contraintes et les possibilités fondamentales pour les études d'évaluation, manifestes même dans des concepts simples, devraient forcer les chercheurs à prendre les réalités écologiques en considération dans leurs programmes d'études projetées.

La détermination de la portée écologique d'un projet — L'élaboration de concepts écologiques pour un projet et son environnement a une portée bien différente de la détermination de la portée sociale. La portée sociale d'un projet dépend de l'opinion et des perceptions du public, mais l'intégration des éléments importants d'un écosystème reconnus dans des études appropriées ayant pour cadre l'écologie est du ressort du chercheur. On pourrait dire que la détermination de la portée sociale consiste à établir les termes dans lesquels les incidences devraient être exprimées tandis que la détermination de la portée écologique consiste à établir les termes suivant lesquels il sera possible d'étudier effectivement les incidences.

La portée écologique d'une évaluation peut être déterminée en répondant aux questions suivantes:

a) Avons-nous des motifs de croire que les éléments importants d'un écosystème seront directement ou indirectement touchés par le projet?

b) Est-il réaliste de tenter d'étudier directement les effets sur les éléments importants d'un écosystème?

c) Comment peut-on étudier indirectement les effets sur les éléments importants d'un écosystème?

d) Est-il nécessaire ou utile d'utiliser des éléments indicateurs?

Le rapport comporte un examen détaillé de ce que les réponses à ces questions impliquent en termes de conception et de réalisation des études d'évaluation. De nombreux exemples tirés des ouvrages appropriés ou fournis par les participants aux ateliers servent à souligner l'orientation pratique qu'un tel exercice d'établissement de la portée écologique peut fournir.

Mise au point d'une stratégie en matière d'étude — Une grande partie du rapport a porté sur le besoin fondamental d'établir avec précision l'évaluation des incidences dès le début. Plus que tout autre facteur sous le contrôle du chercheur, c'est l'absence d'une stratégie initiale pour les études d'évaluation qui limite le déploiement efficace des ressources et du temps disponible. On pourrait dire que les évaluations des incidences environnementales, comme elles se déroulent généralement au Canada, ont fait l'objet de nombreuses tactiques, mais de peu de stratégie; les études sur les lieux et les inventaires sont de nature tactique et sont rarement appuyés par une stratégie globale concernant les études d'évaluation.

Dans le rapport on examine divers éléments qui contribuent à l'élaboration d'une base stratégique pour la réalisation d'études d'évaluation des incidences environnementales. En voici un court résumé:

a) Nous montrons comment, en concevant un projet dans son contexte écologique et d'évaluation, on aide à préciser le rapport entre les deux aspects les plus essentiels de l'évaluation — i) la nature physique, chimique, biotique et énergétique des perturbations et ii) les éléments importants de l'écosystème.

b) Dans un contexte plus écologique, nous pensons qu'un examen des liens fondamentaux entre le projet et les relations structurales et fonctionnelles d'un écosystème révélerait les différentes voies d'interaction possibles entre les perturbations initiales et les éléments importants des écosystèmes.

c) En établissant la portée écologique d'un projet on cherche à déterminer quelles voies d'interaction offrent les meilleures possibilités d'étude qui permettent de prédire les changements que subiront les éléments importants des écosystèmes, compte tenu des restrictions temporelles, de la variabilité naturelle, de l'état actuel des connaissances dans le domaine écologique et des moyens scientifiques disponibles.

Même une attention superficielle accordée aux idées contenues dans ces suggestions, obligerait à réexaminer et perfectionner la démarche plus conventionnelle, non structurée et non orientée de l'évaluation des incidences, tant en ce qui concerne l'établissement des objectifs que la conception des études visant à satisfaire à ces objectifs. Dans l'ensemble, les considérations ci-dessus, quels que soient les termes dans lesquels elles sont énoncées, préparent le terrain pour l'élaboration d'une stratégie écologique qui orienterait l'étude des composantes écologiques et permettrait aux intéressés de se comprendre et de communiquer, besoin qui se fait pressant.

Dans le rapport on examine de façon assez détaillée les stratégies adoptées en matière d'étude pour les évaluations de trois projets différents — l'une basée sur la succession naturelle, l'autre sur la bioaccumulation et la troisième sur l'eutrophisation. Les exemples fournis sont plutôt simplifiés, mais deux généralisations peuvent être faites. En premier lieu, l'adoption d'une stratégie d'étude globale ne limiterait pas l'innovation scientifique ou la mise au point de nouvelles démarches. Les chercheurs devraient appliquer toute la gamme de leurs connaissances en matière d'écologie et de leurs capacités techniques. En deuxième lieu, comme l'ont déjà souligné de nombreux auteurs, les meilleures possibilités de faire des prévisions reposent sur l'utilisation des relations ou des processus fonctionnels. Ainsi, une stratégie en matière d'étude doit incorporer des processus écologiques assez bien compris qui serviront à concevoir des études tactiques appropriées.

On considère les problèmes qui se posent lorsque, dans une évaluation d'incidences, on établit des limites pour les éléments physiques et biologiques des systèmes naturels, et l'on donne quelques exemples de la façon dont ces limites ont été établies. On a laissé entendre qu'il est plus facile d'établir des limites pour les systèmes dont les mécanismes de transport sont relativement limités et bien définis, comme les lacs et les bassins hydrographiques, comparativement aux systèmes océaniques et atmosphériques. Quoi qu'il en soit, les limites spatiales initiales pour une évaluation des incidences sont souvent établies sur la base des mécanismes de transport physique, c'est à dire principalement des forces du vent et des mouvements d'eau. On peut citer en exemples les trajectoires des nappes d'hydrocarbures et les panaches des émissions atmosphériques. Dans la plupart des cas, en tenant compte des rapports écologiques, on élargit les limites physiques initialement établies, principalement à cause de la nature très mobile de nombreuses espèces susceptibles d'être touchées par le projet.

Il est surprenant de constater que, lorsqu'il s'agit d'établir des limites temporelles écologiques appropriées pour une évaluation des incidences environnementales, on ne prenne pas en considération les délais de réponse et de récupération des éléments de l'écosystème sur lesquel le projet pourrait avoir un impact. Il semblerait que nombre d'éléments en matière d'écosystème et de populations sont plutôt robustes et ont une grande capacité de récupération. Le rapport fournit un exemple d'une mesure quantitative grossière de la probabilité d'une recolonisation dans un système aquatique touché.

Organiser la démarche

On s'efforce dans ce rapport de fournir une orientation générale pour l'organisation des activités inhérentes à l'élaboration d'une démarche écologique concernant l'évaluation des incidences environnementales. Ces activités entrent dans trois catégories principales:

Pour une compréhension initiale — Contrairement à ce qui se fait actuellement, les études des conditions de base ne devraient pas être le premier ensemble d'activités entreprises dans le cadre d'une évaluation des incidences. Il est soutenu que ces études devraient être précédées par une étude de reconnaissance, ou de caractérisation écologique. L'objectif devrait être d'obtenir une appréciation des caractéristiques d'éléments tels que les ressources biologiques importantes pour l'homme, les principaux éléments des habitats, les principaux processus biologiques et les principales forces physiques telles que les conditions climatiques et les mécanismes de transport. Les études des conditions de base ne devraient être entreprises que lorsque les résultats de la caractérisation écologique ont été incorporés à la stratégie de l'étude. A cette étape, la gamme éventuelle des liens écologiques fondamentaux entre le projet et l'écosystème aura été étudiée et le résultat de l'établissement de la portée écologique du projet aura permis de déterminer les avenues possibles pour les études de prévision et le besoin d'informations précises.

Comme on peut s'y attendre, la caractérisation écologique a été rarement utilisée dans les évaluations des incidences au Canada. Précisément à cause de l'absence de résolution fournie par une telle activité initiale, la démarche selon laquelle «tout compte» prévaut dans les études des conditions naturelles. A l'opposé, on adopte dans ce rapport le concept plus fonctionnel que les données de base sont la définition statistique de la variabilité naturelle des phénomènes par rapport auxquels les changements futurs pourront être prévus ou mesurés.

On donne plusieurs exemples qui montrent que les idées contenues dans le concept de caractérisation écologique sont acceptées graduellement et se sont révélées utiles pour orienter les études dans l'évaluation des incidences.

A l'appui des prévisions — Les participants aux ateliers, tout comme le font les ouvrages en la matière, ont fait mention des avantages substantiels en matière de prévision que l'on pourrait tirer de l'étude des résultats de projets semblables. Par conséquent, il est quelque peu surprenant d'en constater l'utilisation limitée dans les études d'évaluation des incidences. Bien que les personnes faisant ces études font habituellement appel à leurs propres connaissances concernant les projets déjà réalisés ou à des ouvrages appropriés, il est peu courant qu'un programme d'étude du milieu sur les lieux soit orienté dans cette voie. On examine dans le rapport le nombre limité d'exemples trouvés à ce sujet.

Comme cela s'était produit avec l'idée selon laquelle les projets antérieurs devraient être étudiés, les participants aux ateliers ont reconnu les avantages qui pourraient être tirés de la poursuite de simulations de perturbations à échelle réduite avant le début du projet. Toutefois, nous n'avons pu trouver que peu d'exemples d'évaluations canadiennes des incidences où ces expériences aient été menées. Un exemple particulièrement pertinent, tiré d'une évaluation canadienne des incidences, est décrit en détail afin d'illustrer le côté pratique de la démarche et les avantages qui peuvent en être tirés.

La mise à l'épreuve des hypothèses — L'étude a donné naissance à un modèle type d'évaluation des incidences, tel que perçu par les chercheurs. Ainsi, les études des conditions de base devraient fournir des descriptions quantitatives d'attributs environnementaux choisis avant que le projet ne soit réalisé. Une fois ces normes établies, il faut s'efforcer de prévoir dans quelle mesure ces attributs changeront suite à la réalisation du projet. Le projet pourra être réalisé ou non, dans sa version originale ou dans une version modifiée, dépendant des changements prévus. Si le projet est autorisé, les variables fondamentales sont mesurées de nouveau après que la réalisation du projet ait été commencée afin de déterminer dans quelle mesure les changements prévus se sont produits.

Dans le rapport on montre qu'il existe des moyens pratiques pour la mise au point d'une capacité de prévision mais que ces moyens doivent être compris en tant qu'éléments de la stratégie d'évaluation adoptée et des études tactiques à l'appui. Toutefois, même le scientifique le plus optimiste, faisant appel aux meilleurs moyens à sa disposition, reconnaîtra que notre aptitude à prévoir les changements écologiques découlant de mesures proposées demeure très limitée. On est de plus en plus convaincu qu'un projet doit être étudié dans un contexte expérimental dans lequel une surveillance postérieure est nécessaire pour vérifier les hypothèses (c'est à dire les prévisions concernant les incidences). Cela représente le seul concept d'évaluation des incidences dans lequel les interdépendances des diverses activités — études des conditions naturelles, prévisions et surveillance — deviennent cohérentes du point de vue scientifique.

Cela peut sembler constituer un concept quelque peu théorique de l'évaluation des incidences environnementales du point de vue pratique. Toutefois, le thème sous-jacent est très pertinent, à savoir qu'une évaluation des incidences n'est pas achevée tant que les résultats de la surveillance ne sont pas connus.

Nous avons des raisons d'être optimistes à cet égard à long terme. Le rapport décrit quelques évaluations canadiennes qui sont prévues ou ont déjà été entreprises et qui sont basées sur un engagement à utiliser la démarche expérimentale. Leur conception générale pourrait ne pas refléter le cadre théorique ci-dessus, mais il semble clair que l'écart entre l'évaluation conventionnelle des incidences et la recherche écologique appliquée diminue.

EXIGENCES CONCERNANT LA PLANIFICATION ET LA RÉALISATION DES ÉTUDES DES INCIDENCES ÉCOLOGIQUES

Les Canadiens qui s'occupent d'évaluation environnementale ont demandé que soit établi un ensemble d'exigences fondamentales pour les études écologiques faisant partie de l'évaluation des incidences. En nous basant sur les discussions des ateliers et sur les ouvrages à ce sujet, nous avons tenté d'élaborer un ensemble d'exigences qui refléterait les attentes et les normes qui pourraient parfaitement être comprises et appliquées par ceux qui organisent et effectuent les études d'évaluation.

Les exigences énoncées plus loin sont conçues de façon à convenir aux évaluations des incidences de tous les genres de projets de développement, et à pouvoir être appliquées dans le cadre de tous les processus administratifs d'évaluation environnementale au Canada. Elles peuvent être appliquées efficacement quelque soit le niveau de perfectionnement ou de complexité désiré.

Les exigences doivent offrir aux exécutants un maximum de souplesse pour la mise en pratique d'une science rigoureuse mais imaginative en matière d'évaluation environnementale. Elles se rapportent aux étapes de planification et de conception d'une évaluation des incidences parce que les améliorations en matière scientifique sont le plus efficacement apportées à ces étapes. Les exigences devraient être considérées comme représentant la teneur minimale des études écologiques de toute évaluation environnementale. Toutefois, des évaluations particulières pourraient se voir imposer des exigences scientifiques plus détaillées si les organismes d'examen et les exécutants considèrent que c'est nécessaire.

Les exigences ne traitent pas directement de nombreux principes, techniques et démarches discutés dans le rapport. Ces concepts pourraient peut-être être appliqués dans l'évaluation environnementale (dans le rapport on conseille leur utilisation) mais les exigences se limitent aux aspects qui devraient être étudiés soigneusement dans toute évaluation des incidences.

Mécanisme de mise en pratique

Comment peut-on appliquer un ensemble d'exigences fondamentales à des évaluations d'incidences environnementales? Etant donné que les exigences qui suivent seront pratiquement inutiles si elles ne sont pas observées, la question du mécanisme approprié de mise en pratique prend une importance primordiale pour le résultat finale du présent projet de recherche.

Il ne suffit pas de dire que les exigences doivent être observées par les principaux groupes qui prennent part à l'évaluation des incidences; il faut également savoir comment procéder. Il n'est pas suffisant, non plus, d'intégrer les exigences à des directives pour les évaluations, étant donné que dans chaque cas il faudra interpréter scientifiquement et correctement ces exigences. La solution semble être que les promoteurs et l'organisme gouvernemental chargé de l'application du processus d'évaluation des incidences environnementales utilisent les exigences fondamentales comme base d'une planification conjointe de l'évaluation.

On exhorte tous ces organismes au Canada à constituer un groupe cadre de conseillers techniques pour chaque évaluation à faire. Le groupe cadre chercherait, de concert avec le personnel scientifique du promoteur et ses consultants, à mettre au point un plan d'étude acceptable par tous les intéressés et ce avant la réalisation des différentes études. Cette collaboration sera certainement critiquée par les tenants du «maintien des distances» à l'égard des organismes chargés de l'application des méthodes d'évaluation. Cependant, si nous continuons à considérer la collaboration comme de la subversion, il ne nous reste plus qu'à rédiger des directives toujours plus longues et plus complexes.

Le groupe cadre de conseillers aurait un rôle important à jouer dans l'examen technique final de l'évaluation. Si le plan de réalisation convenu était modifié ou n'était pas respecté par les promoteurs, le groupe de conseillers pourrait exiger des explications. Il serait de plus en mesure de donner son avis à l'organisme gouvernemental responsable au sujet de la validité de l'interprétation des résultats présentée par les promoteurs, élément primordial dans toute évaluation des incidences environnementales. Il faudra faire la part des choses entre l'importance de l'indépendance et de la crédibilité perçues de l'organisme gouvernemental, et la nécessité urgente d'obtenir les meilleurs conseils et données scientifiques possibles. Il faudra évidemment faire des compromis. De toutes façons, il incombera toujours à l'organisme responsable d'interpréter les résultats définitifs de l'évaluation et de prendre les décisions en conséquence.

L'une des tâches les plus importantes du groupe cadre de conseillers serait d'élaborer une stratégie appropriée de surveillance, de concert avec le promoteur, et d'aider l'organisme responsable à interpréter les résultats et à déterminer les limitations d'un tel programme de surveillance.

En résumé, les exigences qui suivent concernant l'organisation et la réalisation d'études des incidences environnementales pourraient servir de cadre général dans lequel le groupe cadre de conseillers de l'organisme, ainsi que les employés scientifiques et les consultants du promoteur, élaborent ensemble des plans détaillés pour l'évaluation des incidences environnementales.

Exigence de déterminer les éléments importants d'un écosystème

DANS LE CADRE DES EVALUATIONS DES INCIDENCES ENVIRONNEMENTALES, IL FAUDRAIT DETERMINER DES LE DEBUT UN ENSEMBLE D'ELEMENTS

IMPORTANTS D'ECOSYSTEMES QUI SERVIRAIENT A ORIENTER LES ACTIVITES SUBSEQUENTES.

a) On peut avoir recours à divers mécanismes pour déterminer les éléments importants d'un écosystème. On recommande de déterminer la portée sociale dans le cadre de laquelle tous les intéressés ont l'occasion de présenter leurs opinions et leurs suggestions. Il importe d'énoncer clairement les moyens et les critères à utiliser pour le choix des éléments importants d'un écosystème.

b) Il faut également préciser dans quelle mesure les changements prévus des éléments importants d'un écosystème influeront sur les décisions relatives au projet.

Exigence de déterminer un contexte pour l'évaluation de l'importance des incidences

DANS LE CADRE DE CHAQUE EVALUATION DES INCIDENCES ENVIRONNEMENTALES, IL FAUDRAIT DETERMINER UN CONTEXTE PERMETTANT D'EVALUER L'IMPORTANCE DES CHANGEMENTS RELATIFS AUX ELEMENTS IMPORTANTS D'UN ECOSYSTEME.

a) Les critères utilisés pour évaluer l'importance des incidences doivent être fonction des interprétations statistiques, écologiques et sociales du concept. Pour les interprétations statistiques, il faut reconnaître les difficultés qu'il y a à déceler des changements imputables au projet et relatifs aux éléments importants des écosystèmes. Parmi les critères écologiques on peut citer les processus naturels importants telle que la production primaire, et des éléments importants des écosystèmes telles que les principales espèces prédatrices. Quant aux critères sociaux, ils peuvent refléter divers points de vue concernant les valeurs données aux nombreux éléments importants des écosystèmes.

b) Il importe de définir clairement les termes employés pour décrire les changements causés par le projet aux éléments importants d'un écosystème (par ex., principal, à long terme, régional, etc.). Si cela est impossible il faut en donner la raison; sans définition précise, on peut donner à ces termes de très nombreux sens.

Exigence de déterminer les limites

POUR L'ETUDE ET L'ANALYSE DES CHANGEMENTS PREVUS DES ELEMENTS IMPORTANTS DES ECOSYSTEMES, IL FAUDRAIT FIXER DES LIMITES TEMPORELLES ET SPATIALES A L'EVALUATION DES INCIDENCES ENVIRONNEMENTALES.

a) Dans une évaluation, il faut d'abord déterminer les limites administratives et par conséquent, les limites de l'évaluation elle-même; il suffit de penser à des problèmes tels que la pollution transfrontalière et à des questions tombant sous des juridictions politiques multiples.

b) Dans le cadre des contraintes administratives établies, il faut déterminer dans toute évaluation les limites temporelles et spatiales dictées par le projet proposé. Parmi les éléments à préciser, citons la durée des travaux de construction et des étapes d'exploitation et la dimension des installations et des voies de transport.

c) Normalement, on considère les limites écologiques en fonction des contraintes administratives et des limites du projet. Sur le plan spatial, les limites écologiques doivent être fonction, entre autres choses, des mécanismes de transport et des facteurs de migration. Sur le plan temporel, elles doivent dépendre des temps de réaction et de récupération des systèmes touchés. Il faut prêter attention au niveau de résolution auquel sont étudiés les divers éléments importants des écosystèmes, dans le cadre des limites fixées.

d) Il existe d'autres contraintes techniques à surmonter pour atteindre les objectifs de l'évaluation. Deux exemples de telles contraintes sont, notamment, les difficultés de procéder à des programmes d'échantillonnage adéquats pour certaines espèces, et les difficultés de prévoir des modifications dans les composantes mal connues d'un écosystème.

Exigence de concevoir et de mettre une stratégie d'étude en pratique

DANS LE CADRE DES EVALUATIONS DES INCIDENCES ENVIRONNEMENTALES, IL FAUDRAIT ELABORER UNE STRATEGIE EXPLICITE D'EXAMEN DES INTERACTIONS ENTRE LE PROJET ET LES DIVERS ELEMENTS IMPORTANTS DES ECOSYSTEMES. IL FAUT EGALEMENT MONTRER DE QUELLE FACON ON DOIT UTILISER LA STRATEGIE POUR COORDONNER LES DIFFERENTES ETUDES ENTREPRISES.

a) Une stratégie d'étude doit comporter un aperçu conceptuel du projet dans un cadre écologique, ainsi qu'une schématisation de l'organisation et du fonctionnement écologique du milieu récepteur. Grâce à cette conceptualisation, on peut étudier les liens qui existent entre le projet et les éléments importants des écosystèmes au moyen des relations de cause à effet.

b) Il faut recourir à la détermination de la portée écologique pour déterminer les possibilités d'étude des changements écologiques. Si l'on s'attend à une interaction entre le projet et un élément important d'un écosystème, il faut d'abord chercher à examiner directement cette interaction. Au besoin, on peut chercher des moyens d'étude indirects. Si l'étude et l'analyse des changements de certains éléments importants des écosystèmes se révèlent impossibles à réaliser, on peut alors procéder à une étude des éléments-témoins appropriés.

c) L'élaboration d'études détaillées est l'étape finale de réalisation d'une stratégie. L'évaluation doit montrer clairement que chaque étude réalisée contribue à l'exécution des stratégies élaborées.

Exigences de déterminer la nature des prévisions

DANS LE CADRE DES EVALUATIONS, IL FAUDRAIT ENONCER CLAIREMENT LES PREVISIONS D'INCIDENCES ET EN FOURNIR LES BASES.

a) L'analyse des prévisions devrait fournir la nature, l'ampleur, la durée (calendrier de réalisation), l'étendue (répartition géographique), les risques et les facteurs d'incertitude des changements prévus. Toute dérogation à cette liste devrait être expliquée.

Exigence d'entreprendre une surveillance

IL FAUDRAIT EXIGER QUE LES EVALUATIONS ENVIRONNEMENTALES FASSENT APPARAITRE CLAIREMENT L'ENGAGEMENT DE PROCEDER A UN PROGRAMME DE SURVEILLANCE DES EFFETS DU PROJET.

a) L'organisation d'un programme de surveillance devrait faire partie de l'élaboration d'une stratégie d'étude pour tout élément important d'un écosystème. De cette façon, les études de base et les prévisions seraient conçues de manière à ce que l'on puisse tirer des conclusions après l'achèvement des études de surveillance.

b) Dans toute évaluation, il faudrait préciser clairement la nécessité d'avoir les résultats, et de connaître la durée prévue, des études de surveillance. Le programme devrait cependant demeurer suffisamment souple pour être modifié, au besoin, en fonction des objectifs.

LES RECOMMANDATIONS

Outre les «Exigences concernant la planification et la réalisation des études des incidences écologiques», la présente étude a permis d'identifier plusieurs autres initiatives susceptibles de faciliter et d'encourager une approche plus scientifique de l'évaluation des incidences environnementales. Les recommandations qui suivent ont trait aux aspects administratifs et institutionnels de l'évaluation.

Recommandation 1 — Adoption des exigences

ON RECOMMANDE QUE LES GROUPES ACTIFS DANS LE DOMAINE DE L'EVALUATION DES INCIDENCES ENVIRONNEMENTALES ADOPTENT LES «EXIGENCES CONCERNANT L'ORGANISATION ET LA REALISATION DES ETUDES D'INCIDENCES».

a) Les organismes qui appliquent les procédures d'évaluation des incidences devraient adopter les exigences et les intégrer à leurs politiques et aux directives qu'ils publient. De même, on devrait demander aux conseillers techniques de tenir compte des exigences dans leur examen des études d'évaluation.

b) Les promoteurs devraient demander à leurs spécialistes de l'environnement et aux consultants d'adopter les exigences pour la planification et la réalisation des études.

c) Les organisations professionnelles et les associations industrielles devraient défendre les exigences et les présenter comme des normes de rendement à leurs membres engagés dans les études d'incidences, et devraient en encourager l'utilisation comme base d'études plus poussées et pour amélioration par le milieu professionnel.

d) Les consultants spécialistes de l'environnement pourraient employer les exigences pour la préparation de propositions concernant des études d'incidences, et devraient les adopter pour la conception et la réalisation de ces études.

Recommandation 2 — Comités consultatifs des organismes responsables

ON RECOMMANDE QUE LES ORGANISMES CHARGES D'APPLIQUER LES PROCEDURES D'EVALUATION DES INCIDENCES ENVIRONNEMENTALES AU CANADA ETABLISSENT CHACUN UN COMITE RESTREINT D'EXPERTS QUI FOURNIRAIT DES CONSEILS CONCERNANT LES QUESTIONS SCIENTIFIQUES RELATIVES A L'EVALUATION ENVIRONNEMENTALE.

a) Le comité devrait examiner les politiques et les procédures en vertu desquelles l'organisme fonctionne et devrait recommander les changements favorisant une démarche plus scientifique pour les études d'incidences.

b) Le comité aiderait l'organisme à établir des priorités parmi les besoins en matière de recherches. Cette activité pourrait exiger que l'on obtienne les opinions de promoteurs, de consultants et de chercheurs scientifiques, que l'on examine les principaux programmes de recherche concernant les évaluations d'incidences, et que l'on signale aux organismes de recherche les principales lacunes dans les connaissances.

c) Le comité devrait encourager la tenue régulière de réunions de coopération avec des représentants de l'organisme, des promoteurs, des consultants, des chercheurs scientifiques et des responsables des ressources. On examinerait alors la situation dans le

domaine de l'évaluation des incidences environnementales, on tenterait de résoudre les problèmes en suspens, et on recommanderait des changements aux procédures et aux exigences, afin d'améliorer sans cesse le processus.

d) Le comité devrait encourager l'organisme et les autres organisations intéressées à collaborer pour l'organisation et la réalisation d'activités de formation dans le domaine des études d'incidences, y compris la tenue d'ateliers techniques et de cours de brève durée.

e) Le comité devrait conseiller l'organisme au sujet des mesures à prendre pour l'élaboration d'études approfondies de différents problèmes dans le domaine des évaluations des incidences, y compris les aspects socio-économiques, les effets cumulatifs de plusieurs projets dans une région, l'évaluation des incidences environnementales régionales, l'analyse des risques, la prévision et l'atténuation des incidences et d'autres questions. De tels travaux de recherche devraient bénéficier d'un appui et d'une participation étendus.

f) Le comité devrait conseiller l'organisme au sujet des mesures à prendre pour favoriser le transfert et la diffusion des connaissances. Parmi les réalisations particulièrement utiles aux scientifiques, dans le domaine de l'évaluation des incidences, il faut mentionner un système central d'emmagasinage et de récupération de rapports d'évaluations et de documents rédigés en vertu des procédures, une bibliographie annotée et à jour des ouvrages de recherches appropriés au sujet, et des études de cas portant sur des évaluations d'incidences et qui pourraient servir de modèles pour aborder certains aspects scientifiques des évaluations environnementales.

Recommandation 3 — La surveillance dans le processus d'évaluation

ON RECOMMANDE AUX ORGANISMES RESPONSABLES DES EVALUATIONS ENVIRONNEMENTALES DE PRENDRE LES MESURES NECESSAIRES POUR QUE LA SURVEILLANCE SOIT RECONNUE OFFICIELLEMENT COMME PARTIE INTEGRANTE DU PROCESSUS.

a) Dans les directives ou les mandats, il faut insister sur le fait que la surveillance des effets constitue un élément indissociable du processus d'élaboration des études d'incidences.

b) Les énoncés des incidences environnementales doivent comporter autant de justification et de détails techniques pour les études de surveillance que pour les études pré-projet.

c) Pour chaque évaluation des incidences environnementales, les organismes compétents doivent énoncer clairement les responsabilités des organismes gouvernementaux et des promoteurs concernant la réalisation et le contrôle des programmes de surveillance.

Recommandation 4 — Participation des spécialistes aux évaluations environnementales

ON RECOMMANDE AUX ORGANISMES ET AUX INSTITUTIONS QUI EMPLOIENT DES CHERCHEURS SCIENTIFIQUES ET DES EXPERTS EN RESSOURCES NATURELLES D'ENCOURAGER ACTIVEMENT LEUR PARTICIPATION AUX EVALUATIONS D'INCIDENCES ENVIRONNEMENTALES.

a) Il faudrait que les dirigeants de ces organismes et institutions insistent sur l'importance de la recherche coopérative et des programmes d'étude, et les présentent comme étant utiles aux évaluations d'incidences environnementales.

b) Dans le cadre des évaluations du rendement et des programmes d'avancement, il faudrait tenir compte des contributions des chercheurs scientifiques et des autres spécialistes à des évaluations d'incidences environnementales.

c) Il faudrait fournir aux employés plus d'occasions de se consacrer à des affectations extérieures à court terme, ou de prendre des congés, pour participer à des activités relatives à l'évaluation des incidences environnementales.

Partie I

Introduction et rétrospective

1 — INTRODUCTION

L'évaluation des incidences environnementales au Canada, tout comme ailleurs, est devenue un phénomène socio-politique assez complexe comportant un réseau étendu de services de soutien administratif. Cependant, comme le faisait remarquer Munn (1975) lors d'une conférence internationale de scientifiques, «la communauté scientifique constate avec un certain malaise que les institutions nécessaires à l'évaluation des incidences environnementales ont été mises en place avant que les fondements scientifiques aient été établis».

Bien que les méthodes d'évaluation aient évolué depuis, l'opinion la plus répandue est qu'il subsiste un écart considérable entre certains principes de base et leur application dans les études scientifiques. Le présent rapport présente les résultats d'une étude de deux ans destinée à traiter de cette question dans le cadre d'un contexte canadien. Huit ans environ après l'introduction et l'amélioration des politiques et des méthodes d'évaluation dans tout le pays, c'est la première fois qu'est effectué un examen en profondeur des besoins du point de vue des sciences appliquées. Grâce à cette étude, un grand nombre de personnes participant activement à la conception, la direction, l'exécution et l'analyse des évaluations des incidences ont eu la possibilité de passer en revue leurs expériences collectives et de recommander des moyens d'adopter une approche scientifique plus rigoureuse lors des efforts futurs.

L'étude, entreprise par l'Institute for Resource and Environmental Studies (IRES) de l'université Dalhousie, a été financée conjointement par l'université Dalhousie, le Bureau fédéral d'examen des évaluations environnementales, Environnement Canada, les Associations des exploitants pétroliers de la côte est et de l'Arctique et l'Association canadienne de l'électricité. A dessein, l'étude faisait appel à la participation active des écologistes qui dirigent les études d'évaluation et de ceux qui sont chargés de l'aspect administratif des techniques d'évaluation. Les participants de dix ateliers régionaux, le noyau de l'étude, comprenaient des fonctionnaires des gouvernements fédéral et provinciaux, des représentants des promoteurs industriels, des experts-conseils et des universitaires. Les recommandations contenues dans le rapport s'adressent à tous ceux qui administrent, dirigent et vérifient l'évaluation des incidences environnementales au Canada.

L'étude avait pour but de déterminer dans quelle mesure l'écologie peut être intégrée dans la conception et dans la réalisation des études d'évaluation et de recommander des moyens réalistes à cette fin. C'est ainsi qu'il a été reconnu que les considérations écologiques ne représentent qu'une fraction des divers facteurs déterminants de l'évaluation des incidences environnementales. Cependant, l'époque où la teneur scientifique de l'évaluation des incidences devait être examinée à la lumière de l'évolution des méthodes est considérée comme révolue. En fait, le présent rapport tente de fournir une base commune pour concilier les attentes quelque peu irréalistes avec les possibilités scientifiques. Si ces questions sont abordées de façon positive, la crédibilité et l'utilité de l'évaluation des incidences environnementales y auront beaucoup gagné.

Sous certains aspects, les résultats de cette étude ne sont pas uniques. Comme on pourra le constater plus loin dans ce rapport, nombre de problèmes scientifiques et écologiques d'ordre général relatifs à l'évaluation des incidences environnementales ont déjà été traités dans les ouvrages scientifiques. Malheureusement, des solutions pratiques ont rarement été proposées et, quand il y en a eu, il semble que personne ne s'en soit soucié. A cet égard, cette étude est différente étant donné la grande importance accordée à la participation de spécialistes d'une vaste gamme de disciplines, capables de traduire les résultats de l'étude en un effort concerté pour améliorer la qualité scientifique de l'évaluation des incidences environnementales. Etant donné les implications multiples qui découlent de l'évaluation des incidences, cette approche plus globale permet d'espérer que les modifications recommandées ont toutes les chances d'être appliquées sérieusement.

Le rapport reflète les divers aspects positifs et négatifs de l'évaluation des incidences environnementales qui prévalent au Canada. Sur le plan négatif, on perçoit un sentiment général de frustration et un manque de directives de la part d'un grand nombre de responsables des études d'évaluation. Dans certains cas, la confusion règne quant aux objectifs des études et aux normes à satisfaire. Bien qu'il y ait de nombreux ouvrages de recherche relatifs à l'écologie dans l'évaluation des incidences, une grande partie de cette documentation a un caractère trompeur parce qu'elle explique ce qui devrait être fait mais fournit très peu d'exemples d'application des suggestions. Et sur un plan plus concret, il est évident que nombre de chercheurs canadiens hésitent à participer directement aux études d'évaluation parce qu'ils estiment que cette tribune ne leur donne pas l'occasion d'appliquer une méthode scientifique.

Sur le plan positif, l'étude a mis en évidence l'intérêt et la volonté des personnes directement engagées dans l'évaluation des incidences, de rehausser la qualité de leur travail par l'adoption de certaines normes de rendement communément acceptées. Un autre aspect positif important réside dans le degré d'engagement et l'appui manifestés par les organismes finançant ce projet. De plus, il existe suffisamment d'exemples dans tout le pays pour prouver la capacité des membres du milieu des sciences appliquées d'entreprendre des études scientifiques plus rigoureuses dans le cadre de l'évaluation des incidences environnementales. Le défi consiste à modifier les méthodes administratives existantes et à trouver la motivation nécessaire pour

mieux mettre à profit ce potentiel. A cet égard, les recommandations du rapport sont destinées tant aux scientifiques en exercice qu'aux personnes chargées des méthodes d'évaluation.

Quoiqu'il puisse les aider à se familiariser avec les structures scientifiques et écologiques qu'il faut respecter, le présent rapport ne doit pas être considéré comme un guide à l'intention de ceux qui effectuent les études d'évaluation des incidences. Ce rapport n'est pas non plus un manuel d'écologie destiné aux administrateurs. Il représente plutôt une tentative d'établir un moyen terme entre l'approche actuellement en vigueur et l'approche idéale souvent décrite dans les ouvrages de recherche. Au moyen d'exemples, les personnes effectuant les études d'évaluation sont encouragées à profiter de l'objectivité et de l'organisation inhérentes à l'approche scientifique. Par la même occasion, on attend des personnes chargées de l'application des politiques d'évaluation et de celles qui financent les études qu'elles adoptent des méthodes propres à favoriser les améliorations requises en matière d'intégrité scientifique.

Même si toutes les recommandations de ce rapport étaient adoptées et mises en application, les problèmes majeurs de l'évaluation des incidences environnementales n'en seraient pas pour autant tous résolus. Par exemple, cette étude n'a pas abordé des sujets tels que l'analyse des risques et les effets cumulatifs qui se rapportent tous deux au principe de l'évaluation des incidences. Il n'entrait pas non plus dans le cadre de cette étude d'examiner la situation de la recherche en matière d'évaluation des incidences au Canada, une importante activité de soutien qui, aux dires de Wallace (1981), est entourée de difficultés. Enfin, notre mandat ne comprenait pas l'aspect socio-économique de l'évaluation des incidences environnementales, sujet qui pose probablement des défis encore plus sérieux aux professionnels et auquel, de toute évidence, le grand public et les décideurs accordent la plus haute importance. Malgré tout, nous restons convaincus que l'adoption des recommandations de ce rapport constituerait un pas important vers l'amélioration du contenu et de l'image de l'évaluation des incidences environnementales au Canada.

PLAN DU RAPPORT

Il convient de donner quelques explications au sujet de la présentation des résultats de l'étude contenus dans le présent rapport. Tout d'abord, la deuxième partie contient l'essence des constatations faites concernant les améliorations que la science écologique peut apporter aux évaluations environnementales. Ceci comprend deux aspects distincts quoique intimement liés entre eux; il y a, d'un côté, les principes et méthodes d'une pratique scientifique acceptable, partagés par la plupart des autres disciplines en sciences naturelles (p. ex. la biologie, l'océanographie, etc.,) et de l'autre, les principes et la théorie écologiques (p. ex. successions, bio-accumulation, etc.,) qui sont particuliers aux connaissances développées au cours de la courte histoire de la discipline écologique. Dans le chapitre 8 on tâche de mettre en lumière les principes et méthodes d'une pratique scientifique acceptable dans le contexte d'une étude écologique en tant que partie d'une évaluation environnementale. Dans les chapitres 9 à 11 inclusivement, on considère les principes et la théorie écologiques en tant que contribution à la conception d'études d'évaluation et à la prévision des incidences.

En ce qui concerne les recommandations à la fin du rapport, il a été décidé d'accorder autant d'importance à la répartition des responsabilités pour l'application des recommendations qu'à l'élaboration de ces recommandations elles-mêmes. Comme l'évaluation des incidences environnementales est un sujet vaste et que de nombreuses personnes ont un rôle à y jouer, elle constitue une excellente cible pour les conseils «parternalistes». Partant du principe que l'absence de responsabilités entraîne aussi l'absence d'application, nous avons évité les recommandations d'ordre général. Si la répartition des responsabilités est erronée, il se peut que la rectification des erreurs provoque des débats opportuns qui autrement n'auraient probablement pas eu lieu.

En reconnaissance de la contribution des participants aux ateliers, certaines de leurs remarques sont insérées dans le texte aux endroits appropriés. Le lecteur pourra constater les nombreuses divergences d'opinion entre les participants. Néanmoins, cette caractéristique est inhérente à la nature de l'évaluation des incidences environnementales. Les citations donneront au lecteur une idée de la diversité des opinions et suggestions que les auteurs ont entendues au cours des deux années de l'étude.

Enfin, tout au long du rapport, l'accent a été mis sur des exemples pour montrer l'utilité et le caractère pratique des différents concepts et approches discutés. Les ouvrages concernant l'évaluation des incidences ne manquent pas de passages théoriques démontrant les avantages des différentes méthodes et techniques, cependant, ces théories sont rarement étayées par des exemples réels d'évaluations des incidences. Nous avons tenté de prendre le plus grand nombre d'exemples de l'expérience canadienne, tant pour prouver que les idées présentées sont fonctionnelles, que pour montrer la compétence des personnes qui effectuent les études d'évaluation dans ce pays.

2 — RÉTROSPECTIVE

Cette étude a pris naissance à partir du moment où l'on a constaté que les aspects administratifs et techniques de l'évaluation des incidences environnementales au Canada présentaient un déséquilibre croissant. Vers les années 1975, la plupart des gouvernements du pays avaient adopté le principe de l'examen des conséquences sociales et environnementales des activités proposées, comme étape du processus de planification. Pour certains, les exigences relatives à l'évaluation des incidences sont devenues parties intégrantes de la législation tandis que d'autres appliquent des politiques d'évaluation (voir Couch, 1982, pour un sommaire des pratiques d'évaluation environnementale au Canada). Cependant dans tous les cas, les méthodes administratives ont été élaborées et perfectionnées sans accorder beaucoup d'attention aux problèmes scientifiques de base inhérents au principe d'évaluation des incidences.

Cette sorte d'indifférence à l'égard des aspects scientifiques de l'évaluation des incidences a provoqué la séparation progressive des deux principaux groupes concernés. D'une part, nous avons les administrateurs et leurs conseillers scientifiques chargés à la fois d'établir les mandats pour des évaluations déterminées et de décider de la pertinence des études subséquentes. D'autre part, il y a les promoteurs de projets et leurs conseillers environnementaux qui doivent bâtir un programme d'étude à partir d'un mandat établi, mais sont rarement fixés sur les normes scientifiques que les examinateurs finiront par adopter. Cela se traduit souvent par un processus de révision technique quelque peu confus et pénible qui se déroule suivant des règles administratives relativement bien définies.

Lors d'entretiens avec des particuliers et des représentants d'organismes dans tout le pays, il est apparu clairement que la confusion due à ce déséquilibre est commune à la plupart des administrations chargées de l'évaluation des incidences. Il est aussi devenu évident que les promoteurs et leurs conseillers étaient désireux de remédier à cet état de choses parce qu'on considérait que la situation actuelle entraînait une perte de temps et d'argent.

A la suite de rencontres avec quelques personnages-clés du gouvernement et de l'industrie ainsi qu'avec des experts-conseils, on a élaboré le projet de réviser les principes scientifiques généraux et plus particulièrement écologiques, pour l'évaluation des incidences, et de faire des recommandations concernant les améliorations qui conviendraient aux différents organismes en cause. L'approche adoptée avait pour but d'assurer: i) la participation des personnes le plus directement associées à l'administration, l'exécution et l'examen des études d'évaluation des incidences, et ii) l'intervention à part égale des représentants fédéraux et provinciaux, des promoteurs industriels, des experts-conseils environnementaux et des universitaires.

La proposition a été acceptée par le Bureau fédéral d'examen des évaluations environnementales et a servi de base à un contrat de deux ans, prenant cours en juin 1980, entre l'université Dalhousie (IRES) et le ministère fédéral des Approvisionnements et Services. Le projet était financé par l'université, le gouvernement fédéral et l'industrie.

OBJECTIFS

Objectif fondamental

L'objectif fondamental du projet était d'élaborer des recommandations générales en vue de l'application des principes écologiques aux études des incidences environnementales et aux activités connexes.

Les sous-objectifs étaient de:

a) déterminer dans quelle mesure les théories et techniques écologiques ont été appliquées à l'évaluation des incidences environnementales au Canada, et signaler les secteur où de telles applications auraient beaucoup amélioré la qualité des énoncés des incidences environnementales;

b) donner des conseils au sujet de la manière d'appliquer les théories et techniques écologiques dans la formulation des objectifs d'évaluation des incidences, l'adoption des plans d'étude, la collecte, l'analyse et l'interprétation des données pour les besoins de l'évaluation des incidences environnementales;

c) faire des recommandations précises concernant l'application des directives mentionnées dans les programmes et les activités connexes, dont les études des conditions de base et les exigences en matière de surveillance ultérieure;

d) évaluer la possibilité d'insérer ces directives dans une réglementation relative aux méthodes d'évaluation des incidences.

Deux points importants concernant les objectifs de l'étude méritent l'attention. Premièrement, l'étude à l'origine était censée être centrée sur les concepts et principes écologiques applicables à l'évaluation des incidences environnementales. Mais, étant donné que l'écologie est une science, elle comporte des méthodes scientifiques et des principes communs à d'autres disciplines; par exemple, il est vite apparu que les discussions concernant l'utilisation, pour l'acquisition et l'analyse de données, de procédures statistiques reconnues étaient apparentées au sujet. Aussi a-t-on quelque peu élargi l'objectif de l'étude pour s'assurer de ce que l'ensemble des préoccupations scientifiques soit traité.

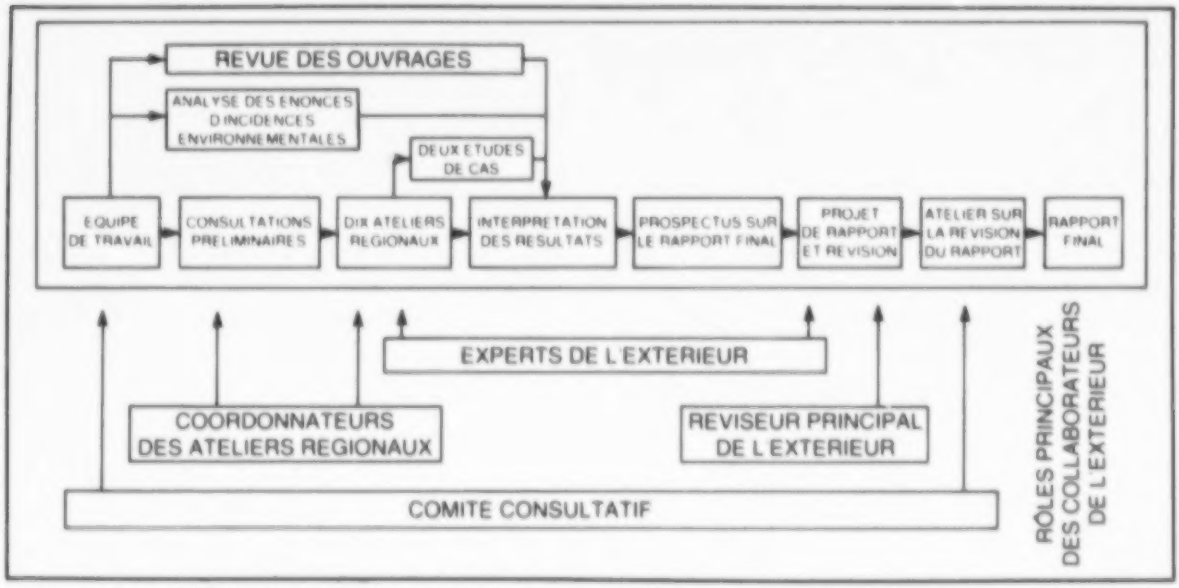


FIGURE 2-1 SCHÉMA DES ACTIVITÉS DE L'ÉTUDE

En second lieu, le comité consultatif, après avoir examiné les possibilités de traiter adéquatement des aspects juridiques du projet dans son ensemble, a recommandé de supprimer le sous-objectif d). C'est pourquoi les questions juridiques ne sont pas abordées.

PLAN DE L'ÉTUDE

Comité consultatif

Dès le début un comité consultatif national a été constitué pour superviser et diriger la marche de l'étude. Les membres du comité sont des spécialistes d'une grande variété de disciplines qui viennent des milieux gouvernementaux, universitaires et industriels ainsi que de bureaux d'experts-conseils. En plus de se réunir périodiquement pendant la durée de l'étude pour examiner les résultats intérimaires et donner des conseils au sujet des activités à venir, le comité consultatif a joué d'autres rôles notamment en révisant le projet de rapport final.

Examen des énoncés d'incidences environnementales

L'étude comprenait une évaluation critique de la mesure dans laquelle les principes écologiques ont été appliqués dans les évaluations d'incidences environnementales effectuées au Canada. Cet examen couvrait 21 rapports d'évaluation et a fourni la base à partir de laquelle les discussions aux ateliers techniques ont pu être planifiées.

Revue des ouvrages

Une revue permanente des ouvrages d'information scientifique et écologique relative à l'évaluation des incidences environnementales a été entreprise au début de l'étude. A partir de différentes sources telles que des publications scientifiques, des comptes rendus à diffusion limitée de symposiums, des rapports des gouvernements et des experts-conseils, des thèses et des livres classiques, il a été possible d'établir une liste de quelques centaines d'ouvrages. Les publications traitant spécifiquement des objectifs de l'étude sont assez rares et il a été nécessaire de fouiller dans des sources de documentation quelque peu éloignées du sujet central de l'étude. Une bibliographie annotée sera publiée séparément.

Ateliers régionaux

L'étude a été organisée autour de dix ateliers techniques tenus dans tout le Canada au cours d'une année. A chaque atelier participaient des spécialistes de l'évaluation des incidences, des analystes et des scientifiques de l'industrie, des gouvernements, des universités et du milieu des experts-conseils. La participation était réservée aux professionnels des sciences physiques et biologiques assez familiers avec les responsabilités inhérentes aux travaux sur les lieux et ayant de l'expérience, ou une bonne connaissance pratique, de l'évaluation des incidences environnementales au Canada. L'annexe A contient le nom des participants de chaque atelier avec celui de l'organisme ou de la société auquel ils appartiennent, et l'annexe B indique la répartition par groupe d'appartenance.

Afin de susciter un échange illimité d'idées entre les participants, très peu de règles ont été imposées pendant les débats en ateliers. Quoique le mandat portât particulièrement sur les bases écologiques de l'évaluation des incidences environnementales, il a été interprété dans un sens assez large par la plupart des participants pour inclure l'application de méthodes scientifiques. Il a été entendu toutefois que les répercussions socio-économiques de l'exploitation des ressources n'étaient pas le centre des discussions, bien que plusieurs participants étaient motivés en ce sens.

En second lieu, l'évaluation des incidences environnementales a été définie comme un processus ou une série d'activités débutant par un programme d'acquisition de données pré-projet (étude des conditions de base), suivi d'une étape d'interprétation, de prévision et d'évaluation (la préparation et l'examen d'un rapport d'évaluation des incidences) à laquelle succède une étape postérieure de l'évaluation environnementale d'une certaine durée (programme de surveillance). Cette définition, loin de constituer une contrainte, a incité les participants à envisager une approche globale au lieu de limiter leurs commentaires à l'énoncé des incidences environnementales (EIE), auquel les fonctionnaires et le public ont trop souvent tendance à accorder toute leur attention.

Afin d'organiser les débats des ateliers de manière à passer du général au particulier, des scénarios hypothétiques avaient été décrits dans les documents de travail remis à tous les participants. Bien qu'on ait utilisé diverses approches pour l'étude des scénarios, dans chaque cas les participants avaient la possibilité de mettre à l'épreuve certaines idées formulées au cours des ateliers et d'évaluer leur applicabilité. Quoiqu'elle n'ait pas remporté le même succès dans tous les ateliers, l'étude des scénarios s'est avérée un élément nécessaire des débats plus théoriques et non organisés.

Enfin, les participants ont eu l'occasion de répondre à une série de questions soit individuellement soit lors de discussions collectives. Les questions suivaient une certaine progression du premier atelier au dernier, mais ont constitué un dénominateur commun du début à la fin. Les questions avaient un caractère assez général pour convenir à la grande variété des disciplines représentées. De ce fait elles pouvaient faire l'objet d'une large interprétation. On espérait que certains consensus ressortiraient de l'examen des réponses individuelles et des discussions collectives.

Etudes de cas

L'annexe C de ce rapport traite d'un examen en profondeur de deux évaluations d'incidences environnementales récentes au Canada. Cette étude de cas a été entreprise pour déterminer si l'application des principes d'évaluation écologique principaux identifiés au cours des ateliers était possible ou entravée par des contraintes opérationnelles; elle comportait une revue de la documentation pour chaque évaluation et une série d'entretiens avec les experts-conseils, les représentants des organismes gouvernementaux et des promoteurs qui avaient joué un rôle particulier dans l'exécution ou l'examen de chaque évaluation. Les résultats de cette étude ont contribué à une meilleure compréhension de ce qui peut être réalisé dans les études d'évaluation du point de vue scientifique et écologique.

Interprétation des résultats

Les cinq principales sources de renseignements sur lesquelles ce rapport est fondé comprenaient la revue des ouvrages appropriés, l'analyse des énoncés d'incidences environnementales (EIE), les consultations préliminaires, les ateliers régionaux et les études de cas. (Figure 2-1.) Bien que l'analyse des énoncés d'incidences environnementales et les études de cas soient traitées séparément (respectivement dans le chapitre 4 et dans l'annexe C) les conclusions de la revue des ouvrages et des ateliers ont été réunies et constituent la base du document. Les discussions de chaque atelier régional ont été enregistrées sur bande magnétique. Une fois les ateliers terminés, les bandes ont été analysées et les conclusions résumées. Le présent rapport ne fait de distinction entre les ateliers que pour donner des exemples précis lorsqu'il y avait lieu de le faire.

Prospectus

Un prospectus concernant le rapport final fût distribué aux participants des ateliers et à d'autres personnes en vue d'obtenir le plus tôt possible leur opinion sur la manière de rédiger ce rapport. Le but n'était pas d'avoir l'unanimité, étant donné le grand nombre de personnes intéressées, mais d'arriver à un certain accord à ce stade, afin d'éviter d'avoir à apporter des changements importants à une étape plus avancée de la rédaction, lorsque des mésententes ou des désaccords fondamentaux seraient beaucoup plus difficiles à régler. Les remarques au sujet du prospectus étaient essentielles pour connaître les sujets qu'il fallait approfondir, ceux qui devaient être traités avec plus d'insistance et ceux à considérer sous un autre angle.

Procédures de révision

Le projet de rapport final fût distribué aux participants des ateliers ainsi qu'à d'autres personnes intéressées. En outre une réunion d'examen final fût tenue à laquelle assistaient des participants choisis des ateliers ainsi que le Conseil consultatif.

Le Dr. M.J. Dunbar du Centre des sciences marines de l'université McGill avait été engagé pour assurer une critique minutieuse du projet de rapport final.

AUDITOIRES CIBLES

D'après les discussions avec les participants aux ateliers et avec d'autres personnes intéressées, les résultats de l'étude peuvent influer sur un certain nombre d'organismes

en ce qui concerne leur participation ou leur responsabilités dans le domaine des activités d'évaluation environnementale au Canada. Les exemples suivants indiquent les différents publics éventuels et leurs intérêts:

a) Les associations professionnelles, telle que la Société canadienne des biologistes environnementaux, peuvent juger ces résultats utiles pour la formulation de «règles de pratique» à titre de référence pour ceux de leurs membres qui participeront à des évaluations d'incidences environnementales.

b) Les conclusions devraient permettre aux experts-conseils et aux promoteurs de projet de préparer et d'évaluer les propositions pour entreprendre les évaluations d'incidences. Même les suggestions contenues dans le rapport préliminaire (Beanlands et Duinker, 1981) ont été jugées utiles à cet égard.

c) Il est de plus en plus évident que les organismes des gouvernements fédéral et provinciaux et les promoteurs industriels espèrent se servir des résultats de l'étude pour évaluer leurs méthodes d'évaluation des incidences. Il est manifeste, par exemple, que des changements essentiels s'imposent dans les directives d'évaluation si l'on veut résoudre des difficultés majeures.

d) Le contenu de ce rapport devrait fournir aux gouvernements et aux promoteurs industriels une ligne de conduite pour planifier des programmes coopératifs à long terme en matière de recherche et de surveillance environnementales.

e) Les conclusions de ce rapport peuvent être introduites dans des cours sur l'évaluation des incidences environnementales donnés dans différentes universités et collèges communautaires du pays. Des demandes, dont le nombre augmentera vraisemblablement, sont déjà parvenues pour obtenir des renseignements et de la documentation précis.

f) Le rapport devrait être utile aux différents groupes d'intérêt public qui jouent un rôle actif dans le processus d'évaluation environnementale.

Certes tous ces groupes d'utilisateurs éventuels ne s'intéresseront pas également à tous les aspects de l'étude, mais le rapport a été conçu et rédigé de façon à équilibrer les détails techniques et les conséquences plus générales de l'évaluation environnementales, pour qu'il puisse servir au plus grand nombre de personnes possible. Quoique le contenu du rapport en général doive intéresser tous les publics cibles, des recommandations précises s'adressent aux groupes qui, à notre avis, devraient être les principaux responsables de leur mise en pratique.

DÉFINITIONS DES TERMES

Dans le rapport, on utilise de nombreux termes communs et techniques, dans des contextes très particuliers. La présente partie a pour objet de définir plusieurs de ces expressions, dans le but de rendre le rapport plus facile à comprendre.

Evaluation des incidences environnementales

Cette expression, que peuvent remplacer *l'évaluation environnementale* et *l'évaluation des incidences*, ou *des impacts*, désigne un processus ou un ensemble d'activités destinés à fournir des informations adéquates au sujet de l'environnement pour les prises de décisions concernant des projets ou des programmes. On tente ainsi de prévoir et/ou de mesurer les effets environnementaux de différentes activités humaines, et de trouver et de proposer des moyens d'atténuer ces répercussions.

Environnement

En matière d'évaluation des incidences environnementales, le terme *environnement* englobe le milieu social et économique des projets d'exploitation ainsi que le milieu naturel (biophysique). Dans le rapport, on reconnaît l'importance de ces trois éléments mais on ne s'intéresse qu'aux questions relatives à l'environnement naturel.

Principes et concepts écologiques

Par *principes écologiques* et *concepts écologiques* on entend des vérités, des théories ou des hypothèses pratiques concernant les relations entre des organismes ou des groupes d'organismes et le milieu où ils vivent. Dans ce rapport, on emploie le mot principe dans son sens positif, qui a trait aux concepts scientifiques, plutôt que dans son sens normatif, qui renvoie à des jugements de valeur morale ou éthique (Norton and Walker, 1982). Ces principes positifs, ou concepts écologiques peuvent aller des énoncés généraux, qui sont fondamentaux en écologie, aux principes détaillés élaborés dans des disciplines scientifiques particulières. Pour connaître une trentaine de principes écologiques positifs utiles pour la conception et à la réalisation d'études d'incidences, il est bon de lire un article récent de Walker et Norton (1982).

Approche écologique et approche basée sur les écosystèmes

L'approche écologique pour l'évaluation des incidences environnementales tire le maximum des principes et des concepts écologiques, pour la conception et la réalisation des études et la prévision des incidences. Avec *l'approche basée sur les écosystèmes*, les études d'incidences et les prévisions sont axées principalement sur les phénomènes et les variables relatifs à la communauté et aux écosystèmes. Bien que l'on préfère la première, on appuie en même temps dans le rapport l'adoption d'une approche fondée sur les écosystèmes pour l'évaluation d'incidendes environnementales, et on reconnaît l'importance capitale de la théorie et des principes des écosystèmes pour l'adoption d'une approche écologique. Nous émettons des réserves au sujet de l'utilisation exclusive d'une approche fondée sur les écosystèmes, comme celle qui est expliquée ci-dessus,

parce que c'est probablement grâce à des renseignements concernant des espèces causes de préoccupations du public et des milieux professionnels, que les études d'incidences auront le plus d'effet sur les décisions concernant les projets et les programmes.

Portée sociale vs portée écologique

La détermination *de la portée sociale* est une des premières activités d'une étude d'incidences; elle consiste à déterminer les qualités ou les éléments de l'environnement qui sont l'objet des préoccupations du public et/ou des milieux professionnels et dont l'évaluation devrait s'occuper en premier lieu. Par contre, la détermination *de la portée* écologique est l'examen des possibilités d'étudier et de prévoir les effets d'une activité envisagée sur les qualités ou les éléments en question. Donc, la détermination de la portée sociale détermine les termes dans lesquels les répercussions seront exprimées, tandis que la détermination de la portée écologique détermine les conditions dans lesquelles les répercussions peuvent être étudiées et prévues.

Eléments importants d'un écosystème

Les termes *élément important d'un écosystème* désignent chaque qualité ou élément de l'environnement identifiés à la suite de la détermination de la portée sociale. On peut identifier les éléments selon les préoccupations publiques concernant les valeurs sociales, culturelles, économiques ou d'ordre esthétique. Ils peuvent également être fonction des préoccupations scientifiques de la communauté professionnelle, constatées dans le cadre du processus de la détermination de la portée sociale (audiences publiques, questionnaires, entrevues, ateliers, rapports des médias, etc.).

Tactiques et stratégies d'étude

Nous avons emprunté au vocabulaire militaire deux termes proposés par Belle et Overton (1972) pour décrire les niveaux d'organisation dans les évaluations d'incidences sur l'environnement. *Une stratégie d'étude* est un plan général qui sert à coordonner les différentes activités individuelles et sources d'information, dans la recherche de réponses (par ex., prévisions ou vérifications d'hypothèses) au sujet de divers effets sur les éléments importants d'un écosystème. *Une tactique d'étude* est une étude d'éléments, dans le cadre de la stratégie, qui fournit des informations déterminées et partielles menant vers la réponse cherchée (par ex., études au sujet de la répartition et de l'abondance des espèces, expériences en laboratoire et modélisation pour simulation).

Caractérisation écologique

La *caractérisation écologique* est une description des éléments et processus importants qui constituent un écosystème et une explication de leurs rapports fonctionnels (Hirsch, 1980; version modifiée pour faire ressortir certains points). Une telle caractérisation doit comporter des informations relatives aux ressources biotiques importantes pour l'homme (y compris des particularités principales des habitats en cause) et les processus biotiques primordiaux (par ex., climat, transport). La caractérisation écologique est l'une des premières étapes d'une évaluation des incidences environnementales et est basée avant tout sur des renseignements provenant d'inventaires de reconnaissance et d'ouvrages existant à ce sujet, coordonnés au moyen de la modélisation de synthèse.

Conditions de base

Nous employons le terme de *conditions de base* pour désigner les conditions qui existent avant la réalisation du projet et qui serviront de point de référence pour déterminer les changements futurs grâce à la surveillance (Hirsch, 1981). Pour ce faire, il faut que les conditions de base consistent en descriptions statistiquement correctes de la variabilité inhérente aux éléments importants des écosystèmes, avant le début de l'action envisagée. Bien qu'elle serve à décrire l'état dont un élément important d'un écosystème pourrait s'écarter, l'étude des conditions de base n'est pas en soi un outil de prévision.

Prévision

Dans le cadre de l'évaluation environnementale, une *prévision* est une vue des choses futures basée sur des connaissances scientifiques, des faits et l'expérience.

Surveillance

La surveillance est une mesure répétitive. Dans le cadre général des évaluations d'incidences environnementales, il s'agit habituellement de la mesure de variables environnementales, après le début de la réalisation d'un projet de mise en valeur (C'est l'étude des conditions de base antérieure à ce début qui sert au contrôle). Dans le cadre plus particulier des études écologiques au sein d'une évaluation des incidences (par ex., le contexte de ce rapport), le terme surveillance désigne la mesure répétée de différents phénomènes écologiques, dont les résultats servent à surveiller les changements, principalement pour (i) évaluer les hypothèses d'incidences et les prévisions, et (ii) mettre des mesures d'atténuation à l'essai.

Modélisations conceptuelle et quantitative

L'expression *modélisation conceptuelle* désigne une activité organisée ayant pour objet (i) de déterminer les éléments appropriés du système, (ii) d'évaluer qualitativement l'organisation du système, et (iii) de dresser un tableau du fonctionnement du système. Le modèle conceptuel a pour but principal d'ordonner clairement les connaissances préliminaires de la structure écologique et de la fonction du système (c'est à dire les éléments et les processus).

Pour sa part, *la modélisation quantitative* a trait à l'élaboration et à l'utilisation de représentations mathématiques de phénomènes et de relations écologiques. Elle peut comporter des analyses statistiques, de la modélisation pour simulation, et plusieurs autres formes de traitement mathématique de données.

Nous tenons à souligner le fait que modélisation conceptuelle et modélisation quantitative ne sont pas incompatibles; il arrive souvent que l'on se serve des deux pour une modélisation qui commence dans la première et se poursuit dans la seconde (par ex., Holling, 1978). Normalement, la modélisation conceptuelle implique une recherche qualitative relative aux systèmes, tandis que la modélisation quantitative entraîne un travail numérique plus détaillé.

Indicateur de changement

Le mot *indicateur* est employé soit pour désigner (i) un élément ou une variable biophysique que l'on observe afin d'en déceler le changement, ou (ii) un indice calculé de l'état de l'ensemble ou d'une partie d'un système. Habituellement, ces indicateurs ne sont pas considérés comme étant liés aux éléments importants des écosystèmes reconnus pour l'évaluation. Les éléments biophysiques de variables liées aux éléments importants des écosystèmes, et qui en indiquent l'état, sont appelés éléments *auxiliaires*.

Par exemple, supposons que, dans le cadre d'une évaluation, une population adulte de poissons ait été désignée comme élément important *d'un écosystème*, parmi les éléments *auxiliaires* de cette population on peut compter sa population larvaire, son habitat ou une espèce prédatrice importante. Dans le cas où la population adulte elle-même ou ses éléments auxiliaires ne peuvent être examinés directement, l'indicateur de changement peut être la diversité des espèces au sein des communautés aquatiques ou la conductance spécifique de l'eau.

3 — ÉVOLUTION DES PROBLÈMES

APERÇU HISTORIQUE

Les responsables de la rédaction des volumineux énoncés des incidences environnementales actuellement en vogue blâmeront sans doute ceux qui, au début des années 1970, ont été chargés de l'évaluation concernant le pipeline trans-Alaska. En l'occurrence, un juge fédéral a décidé qu'un premier EIE de 8 pages pour la construction d'une route de 1900 milles était inadmissible. D'après Norton (1979):

> «Depuis que les tribunaux se sont prononcés et qu'une injonction a été accordée pour retarder la délivrance d'un permis de construction de route, les énoncés d'incidences environnementales sont devenus des documents longs, fastidieux et très volumineux. Ainsi, le dernier énoncé sur le pipeline trans-Alaska comporte six gros volumes de texte concernant l'écologie, trois volumes d'analyse au sujet des risques économiques et sécuritaires et quatre volumes de témoignages publics concernant les neuf volumes précédents.»

Les administrations en charge de l'évaluation des incidences ont été créées au Canada dans l'expectative d'une documentation aussi volumineuse. C'est du moins ce à quoi on pouvait s'attendre au vu de directives englobant habituellement toute la gamme des préoccupations environnementales possibles. Au début, la majorité des directives pour la préparation d'évaluation au Canada mettaient l'accent sur les phénomènes bio-physiques. Néanmoins, depuis quelques années, on a commencé à accorder une importance égale aux considérations sociales et économiques, reflétant ainsi l'évolution graduelle de la notion d'évaluation des incidences environnementales. Au début, on voyait là un autre mécanisme administratif destiné à protéger l'environnement, puis, progressivement, c'est devenu plutôt un exercice de planification écologique et socio-économique de la région concernée par le projet considéré. Plus récemment, certaines évaluations d'incidences constituent en réalité un exercice de planification globale à l'échelle régionale, comme dans le cas du projet d'exploitation des hydrocarbures dans la mer de Beaufort et du complexe hydro-électrique de la baie James. En fait, un éventail de plus en plus vaste d'intérêts, de considérations et d'objectifs commence à entrer en ligne de compte dans l'évaluation des incidences environnementales.

Ce changement se traduit par des directives plus détaillées entraînant une documentation plus volumineuse. Comme on a pu le constater à maintes reprises, au cours des ateliers, les projets de directives pour l'évaluation s'allongent inévitablement à mesure qu'elles passent d'un organisme gouvernemental à un autre, et qu'elles sont étudiées lors des audiences publiques. Il s'ensuit que les énoncés des incidences environnementales sont rédigés actuellement de manière à satisfaire à un si grand nombre d'exigences, que couvrir de manière générale tous les sujets prend le pas sur un examen plus centré et rigoureux des sujets qui paraissent être les plus importants. Aussi ne faut-il pas s'étonner de ce que les aspects scientifiques et écologiques des études d'évaluation n'aient pas reçu toute l'attention qu'ils méritaient.

Cependant, les examens techniques auxquels les documents de l'évaluation sont fréquemment soumis deviennent plus exigeants. A l'heure actuelle, il est devenu courant que des spécialistes gouvernementaux en matière de ressources ou des organismes de recherche analysent des énoncés d'incidences environnementales et fassent des commentaires à leur sujet au cours d'audiences publiques. En même temps, les groupes écologiques ont raffiné leurs méthodes d'examen et font souvent appel à des experts-conseils pour analyser les documents et préparer des arguments de nature technique.

Le résultat de ce conflit entre la quantité et la qualité dans les études d'évaluation s'est traduit par un sentiment d'insatisfaction et de désenchantement parmi les personnes directement intéressées. De nombreux participants aux ateliers n'étaient pas convaincus de ce que la qualité scientifique représente un aspect important des études d'évaluation. D'autres estimaient qu'à moins d'une intégrité accrue des études entreprises, les recommandations faites suite aux évaluations seraient de plus en plus exposées à la risée du public. Après dix ans d'existence, on considère que l'évaluation des incidences arrive à une bifurcation: à plus long terme elle devra suivre la voie la menant vers la planification environnementale globale. Toutefois, il faudra du temps pour que des modifications fondamentales de la philosophie de base de l'évaluation environnementale en arrivent à écarter celle-ci de manière appréciable du concept actuel de l'évaluation centrée sur le projet lui-même. Idéalement, la planification entraîne la participation de plusieurs éléments de la société qui collaborent pour déterminer et soutenir des objectifs communs. Certains de ces éléments, telles les administrations gouvernementales et industrielles, font preuve d'une grande inertie et il ne serait pas réaliste de s'attendre à l'apparition soudaine d'une nouvelle attitude ou éthique généralisée en ce qui concerne la planification environnementale.

Mais l'alternative qui se pose dans l'immédiat c'est soit d'améliorer la rigueur scientifique des études sur lesquelles repose tout le mécanisme, soit de courir le risque de voir l'évaluation des incidences dégénérer en un exercice de relations publiques et de pressions gouvernementales.

POINTS DE VUE

«Un généraliste sans qualifications particulières serait probablement en mesure de faire une meilleure évaluation.»

«L'évaluation est une formalité qui permet d'obtenir les autorisations voulues.»

«L'évaluation a également pour but de limiter le nombre des autorisations.»

«L'évaluation est l'équivalent d'une planification avec un minimum de remords.»

Toute amélioration significative de la qualité scientifique de l'évaluation des incidences est, jusqu'à un certain point, entravée par l'absence d'un point de vue qui soit commun aux principaux groupes participants. Les paragraphes ci-après donnent un bref aperçu des conflits d'intérêts et d'objectifs qui s'insèrent dans presque tous les aspects des évaluations d'incidences telles qu'effectuées au Canada.

Point de vue de l'administrateur

Les administrateurs gouvernementaux ont tendance à assimiler l'évaluation des incidences environnementales à l'exécution de règles exigées par les politiques ou la loi. Pour ces personnes, il s'agit dans la majorité des cas de s'assurer tout simplement du respect des directives établies pour l'évaluation. La plupart du temps, ils se contentent de faire fonctionner la machine administrative sans trop se soucier des détails des études qui en découlent.

Quoique ces organismes aient parfois recours à des spécialistes de l'extérieur pour la rédaction des directives, les mandats se résument généralement à des listes de choses à faire au lieu d'indiquer une orientation scientifique ou des normes d'exécution. Ce n'est qu'au stade de l'examen que les administrateurs abordent l'aspect scientifique ou technique des études entreprises. C'est alors qu'ils peuvent faire appel aux services d'experts de l'extérieur. Or, presque invariablement, ces experts expriment leurs opinions en fonction d'une interprétation assez stricte des directives — point de vue qui aurait pu être utile au début de l'évaluation mais qui, lors de la dernière étape, peut créer beaucoup de difficultés.

«A notre avis, le but de l'évaluation des incidences environnementales est d'assurer que le promoteur ait une perspective d'ensemble, que le public soit correctement informé du projet, et que les meilleures décisions possibles soient prises.»

«Pour le gouvernement, l'évaluation est une question de dépense publique, c'est-à-dire ses politiques en termes de dollars.»

«L'évaluation des incidences environnementales n'est pas une activité scientifique, c'est un processus de planification. Toutefois, elle nécessite un grand nombre de données scientifiques.»

Point de vue du promoteur

Dans l'industrie, l'objectif de l'évaluation des incidences est directement fonction de l'approbation des projets et de l'obtention d'un permis. Etant donné l'attention généralement accordée à l'opinion publique au moment de l'examen, l'évaluation des incidences est également importante pour l'industrie sur le plan des relations publiques. Le promoteur, qui songe avant tout à voir son projet approuvé, a pour principal objectif de mettre au point un énoncé d'incidences acceptable. Il fera ce qu'on lui demande de faire pour que le document soit approuvé mais, et c'est compréhensible, il n'est pas disposé à considérer quoi que ce soit d'autre comme partie intégrante du processus d'évaluation. Cet accent mis sur l'EIE peut être la source de difficultés lorsque vient le moment d'appliquer les conclusions de l'évaluation des incidences sur une période beaucoup plus longue, soit celle de la surveillance de la phase d'exploitation.

Il n'est pas certain que les promoteurs industriels soient convaincus que l'amélioration de la qualité scientifique des études d'évaluation soit tout à leur avantage. Un certain degré de souplesse dans l'interprétation des résultats peut parfois être avantageux lorsque l'on considère les incidences possibles. Toutefois, les promoteurs industriels au Canada ont en général adopté une attitude positive à l'égard de l'évaluation des incidences environnementales. Comme l'ont affirmé différents représentants industriels à plusieurs reprises au cours des ateliers: si l'étude est raisonnable elle sera financée.

«Le coût du report de l'exécution d'un projet à cause des études d'évaluation des incidences est prohibitif, étant donné les taux d'intérêt et d'inflation actuels.»

«Pour l'industrie, l'évaluation des incidences représente une corvée parmi tant d'autres.»

«L'industrie obéit aux directives et aux organismes gouvernementaux uniquement pour contenter tout le monde.»

«Les promoteurs ont tendance à dissimuler la vérité au sujet des impacts négatifs.»

Point de vue de l'expert-conseil

Au Canada, l'exécution des études d'évaluation des incidences et la rédaction des EIE sont le plus souvent confiées à des experts-conseils employés par les promoteurs. Ces experts se trouvent pris entre les opinions différentes que les deux principaux intéressés, les organismes gouvernementaux et les promoteurs, ont au sujet du processus. Le rôle principal des experts-conseils consiste à concrétiser en un certain nombre d'études sur les lieux et en laboratoire des directives d'évaluation souvent formulées en termes généraux et vagues. Ils essaient d'organiser un programme de recherche appliquée à court terme et, normalement, leur client les enjoint de limiter leurs efforts au strict nécessaire pour l'approbation du projet. Par ailleurs, ils doivent aussi envisager la possibilité d'un retard ou d'un refus du projet si les examinateurs jugent les études inacceptables. En fait,

les experts-conseils doivent exercer leur compétence scientifique dans un cadre principalement politique.

A bien des égards, le rôle de l'expert-conseil dans l'évaluation des incidences est le plus difficile de tous. Il n'a pas la possibilité d'effectuer ce travail d'après ses propres principes. Il est obligé de faire un compromis entre l'autorisation attendue par le client, et les normes scientifiques et techniques qu'il aimerait respecter dans un processus qui est essentiellement un examen entre pairs.

«Le noeud du problème pour l'expert-conseil réside dans le fait qu'il doit trouver une méthode crédible et justifiable pour entreprendre l'évaluation des incidences.»

«Les experts-conseils souhaitent exercer leur profession consciencieusement, mais on ne leur en laisse généralement pas le temps.»

Point de vue des chercheurs scientifiques

Les chercheurs scientifiques du gouvernement et des universités n'ont généralement pas encore été attirés par l'évaluation des incidences environnementales. Dans leur esprit, la prédominance de contraintes de temps et de politiques empêche, en général, une approche scientifique acceptable pour les études d'évaluation. Cependant, on fait fréquemment appel à leur aide pour la préparation des directives pour une évaluation. Etant donné que ces directives sont rarement rédigées sous forme de contrat garantissant l'exécution d'un travail acceptable, leur méfiance instinctive à l'égard de l'évaluation des incidences a tendance à être confirmée.

Souvent on a également recours aux chercheurs gouvernementaux et universitaires ainsi qu'aux membres des organismes de gestion des ressources pour l'examen des résultats des études d'évaluation; ils agissent alors en qualité de scientifiques et évaluent les études conformément à des normes d'excellence rarement établies d'avance. En fait, ils examinent les résultats du travail en fonction des mêmes critères que ceux dont ils se servent pour évaluer un article qui leur est soumis avant d'être publié dans un journal. Ceci ressemble à l'application d'un programme de contrôle de la qualité à la sortie d'une ligne d'assemblage, mais sans espoir de rétroaction. Une telle situation est frustrante autant pour les examinateurs que pour les auteurs des évaluations des incidences environnementales.

«L'EIE souvent rationalise une décision déjà prise.»

«L'évaluation des incidences sert fréquemment d'armes aux groupes soucieux de défendre un idéal.»

«Une recherche scientifique sérieuse ne peut être faite parce que l'évaluation des incidences environnementales est un processus politique.»

Un exemple — La surveillance

Nous décrivons quatre façons de considérer diverses activités d'évaluation environnementale tel que présenté lors des ateliers; il n'est pas douteux qu'il en existe bien d'autres. La surveillance environnementale fournit un très bon exemple des divergences d'opinion au sujet d'un aspect particulier de l'évaluation environnementale:

a) Les promoteurs ont des préventions contre la surveillance environnementale après réalisation du projet. Normalement, ils ne vont se résoudre à organiser un programme de surveillance que si le règlement pour l'obtention du permis les y contraint, comme base de référence pour des demandes éventuelles de compensation, afin de faciliter l'approbation du projet (cela devient en quelque sorte une question de relations publiques) ou comme base de discussion contre une réglementation outrancière.

b) Pour les autorités gouvernementales, les résultats de la surveillance après réalisation du projet peuvent servir à évaluer jusqu'à quel point les mesures d'atténuation recommandées sont efficaces, et à comparer des concentrations d'effluents avec des normes établies.

c) Les scientifiques voient la surveillance comme un moyen de vérifier des hypothèses ou la valeur de prévisions qui, à long terme, devrait permettre de mieux comprendre la relation de cause à effet entre les perturbations provoquées par l'homme et son milieu.

PRINCIPALES FRUSTRATIONS

«Il est certain que très peu de gens sont d'accord au sujet des études qui devraient être faites dans le cadre d'une évaluation d'incidences, et au sujet du contenu d'un énoncé des incidences.»

«Le problème est que les promoteurs se désintéressent de l'évaluation d'incidences une fois le projet approuvé.»

«Les directives que nous recevons à l'heure actuelle sont si vagues qu'elles s'appliquent à tout et à rien.»

«Ou bien on ne reçoit pas de directives et c'est l'expert-conseil lui-même (généralement partial) qui donne l'orientation, ou bien on en reçoit tellement que l'EIE est noyé dans une foule de détails.»

Comme nous l'avons déjà dit, notre étude avait pour but de donner à l'ensemble des responsables de l'évaluation des incidences au Canada la chance d'exprimer ouvertement leurs griefs, et de recommander des moyens d'arriver à une plus grande intégrité scientifique dans le déroulement du processus. Plusieurs facteurs ayant contribué à cette situation indécise étaient évidents dès l'origine de l'étude et ils ont servi de base à celle-ci.

Comme exposé dans la section précédente, le premier facteur était l'absence d'une perception commune de la raison d'être de l'évaluation des incidences environnementales. Comme il n'y a pratiquement pas d'entente au sujet des objectifs de l'évaluation, il y en a encore moins au niveau de mise en pratique. A cela vient s'ajouter l'absence de compréhension et d'attentes communes à l'égard de ce qui est réalisable sur le plan scientifique. Les divergences

d'opinions était évidentes, allant de la conviction que la science n'a pas sa place dans l'évaluation des incidences, à l'idée qu'une étude scientifique peut répondre à toutes les questions. En conséquence, à part les lignes de conduites concernant la manière de procéder contenues dans les directives, les politiques ou les lois gouvernementales, aucune définition commune de l'évaluation environnementale n'a été établie. Ni les praticiens, ni les examinateurs ne s'inspirent de normes de référence communes pour mesurer les besoins ou les mérites écologiques d'une évaluation des incidences environnementales.

Jusqu'à présent, l'évaluation des incidences environnementales a plutôt été considérée comme une activité précédant la réalisation d'un projet. Du point de vue des administrateurs, des promoteurs et des examinateurs, cet état de fait peut être avantageux étant donné que le processus a une date d'échéance bien précise au-delà de laquelle les intéressés peuvent s'occuper d'autres projets. En effet, la plupart des processus établis dans tout le Canada pour administrer les évaluations d'incidences n'ont pas été prévus pour des activités à long terme. Cette situation a été la cause de nombreuses frustrations chez les responsables de la planification et de l'exécution des études d'évaluation. Non seulement les délais impartis pour ces études sont dérisoires, mais rarement a-t-on donné des moyens ou des encouragements pour analyser les impacts réels des projets. La surveillance au cours de la phase opérationnelle est considérée comme indispensable pour l'amélioration des connaissances nécessaires pour la prévision des incidences environnementales.

L'idée que l'évaluation des incidences est un mécanisme de nature politique a également contribué au sentiment de frustration des praticiens. Les personnes chargées d'effectuer des études d'évaluation et de présenter les résultats de celles-ci pensent que les décisions sont souvent prises sans tenir compte de leurs conclusions. De même, on a pu constater une attitude négative généralisée à l'égard des directives d'évaluation environnementale avec lesquelles la majorité des praticiens ont dû composer. Il semble que ces directives aient empêché les scientifiques d'appliquer leur propre expérience et leur propre jugement dans la planification, la conception et la réalisation des études.

Dès les tout premiers ateliers, on a pu observer qu'il existait un sérieux décalage dans la transmission de l'information entre le groupe de recherche qui explore et met au point de nouveaux concepts en matière d'évaluation, et les praticiens et examinateurs régulièrement chargés des études. La grande quantité de renseignements que nous avons pu découvrir en consultant systématiquement les ouvrages appropriés ne semble pas encore avoir été découverte par la majorité des responsables du gouvernement, de l'industrie et des experts-conseils. Nous croyons que cet état de choses a largement contribué à entretenir l'insatisfaction et la confusion généralisées qui règnent parmi les intéressés chargés de l'évaluation des incidences au Canada.

Le résultat de ces attitudes, perceptions et contraintes réunies que nous venons de décrire s'est traduit par une application très édulcorée des principes et des concepts écologiques dans l'évaluation des incidences au Canada. L'approche dite coercitive a prévalu avec une couverture générale mais superficielle de tous les éléments environnementaux, qu'ils soient pertinents ou non pour la planification du projet. L'examen suivant de plus de trente énoncés d'incidences environnementales au Canada met davantage en lumière les plus grosses lacunes d'ordre scientifique à déplorer.

«Les directives ne sont rien d'autre qu'un organisme couvrant ses arrières.»

«L'emploi de moyens scientifiques pour l'évaluation des incidences s'avère frustrant parce que celle-ci est motivée par des raisons non scientifiques.»

«La plupart des gens sont très insatisfaits des services administratifs chargés de l'évaluation des incidences environnementales.»

4 — UNE REVUE D'ÉVALUATIONS CHOISIES

L'un des premiers objectifs de notre projet était d'établir dans quelle mesure les concepts et principes écologiques ont été appliqués dans l'évaluation des incidences environnementales au Canada. Pour atteindre cet objectif, on a entrepris l'examen de certains énoncés d'incidences préparés sous différentes administrations gouvernementales du pays. (Figure 4-1, Tableau 4-1.) Cet examen avait pour but de déterminer jusqu'à quel point ces rapports avaient été faits dans une perspective écologique et si les décisions relatives aux projets sous revue semblaient avoir été influencées par des considérations d'ordre écologique.

Cet examen est unique en ce sens qu'il est centré sur l'application de principes et de concepts écologiques aux études d'évaluation des incidences. Bien qu'un grand nombre d'examens des évaluations environnementales au Canada aient déjà été effectuées, ils abordaient d'autres questions telles que les techniques d'évaluation (Coleman, 1977), les aspects juridiques (Alexander, 1976; Emond, 1978), les lacunes scientifiques (Efford, 1976; Rosenberg, Resh et al, 1981) et les rouages administratifs (anonyme, 1977; Mitchell et Turkheim, 1977; Adams, 1981; Couch, 1982).

Il importe de faire remarquer que l'examen a été entrepris pendant la phase initiale de notre étude de recherche. La revue des ouvrages à ce sujet n'avait pas encore débuté et aucun atelier n'avait encore eu lieu à l'époque. Ce fait n'exerce pas d'influence directe sur les résultats mêmes de l'examen mais il a par contre des répercussions sur l'interprétation des résultats. Au moment de l'examen, il n'était pas facile de départager les mérites attribuables aux diverses notions écologiques dans l'évaluation des incidences. Au cours de notre étude, nous avons modifié notre point de vue au sujet de la valeur et de l'applicabilité d'un bon nombre de ces notions. Depuis, nous avons également recensé certains principes relatifs à l'écologie dont, à notre avis, il faudrait absolument tenir compte dans toute évaluation d'incidences. Un exemple typique est la base écologique à partir de laquelle les limites dans le temps et l'espace sont déterminées.

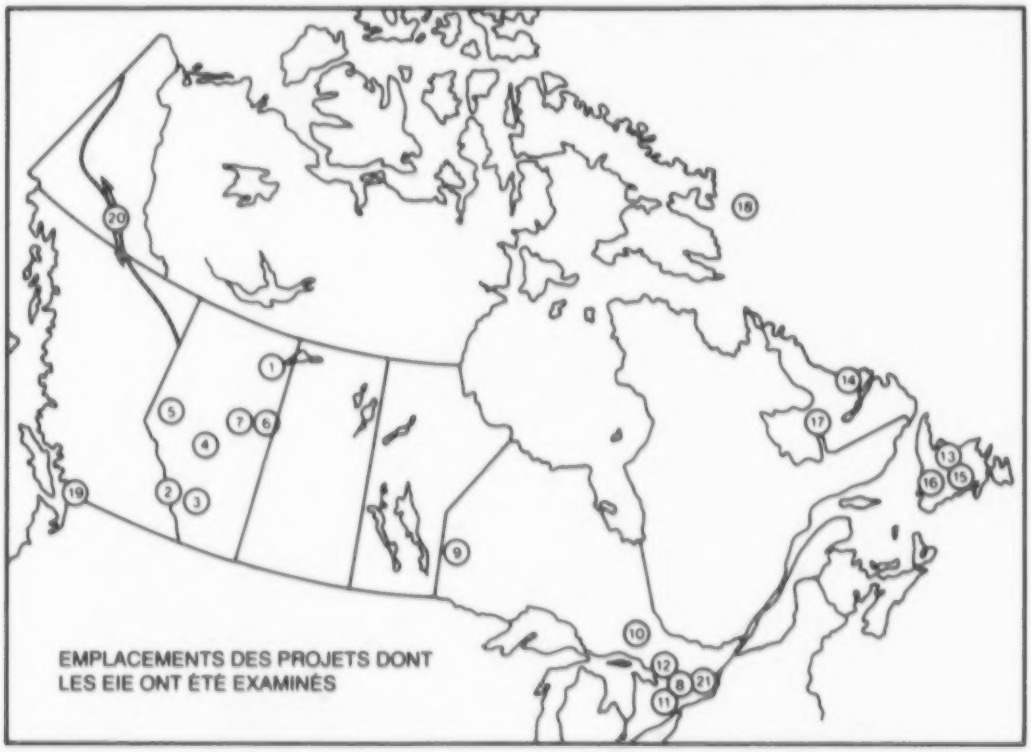
En raison de ce qui précède, nous avons tenté d'améliorer de deux manières l'examen initial. Nous avons d'abord revu plusieurs énoncés d'incidences examinés antérieurement mais cette fois à la lumière d'une meilleure compréhension des problèmes. En même temps, nous avons rassemblé de nombreux énoncés d'incidences pour d'autres projets canadiens afin de les étudier eux aussi dans cette même optique. (Tableau 4-2.) L'analyse des résultats est donc une combinaison de notre premier examen et de notre considération subséquente du contenu écologique des évaluations d'impact au Canada.

MÉTHODES

A l'automne 1980, vingt et un énoncés d'incidences environnementales ainsi que les directives ayant servi à leur préparation avaient été examinés. Les évaluations effectuées conformément aux méthodes établies par les gouvernements de Terre-Neuve, de l'Ontario, de l'Alberta et par le gouvernement fédéral ont été choisies de manière à obtenir une variété de types de projets, et en fonction des différences entre les approches fondées sur les diverses politiques et lois. Deux de ces gouvernements ont une loi spéciale pour les évaluations: l'Ontario qui a promulgué l'une des lois les plus complètes, et Terre-Neuve qui vient tout juste d'adopter une loi provinciale exigeant l'évaluation environnementale. En Alberta, les dispositions légales concernant l'évaluation des incidences environnementales se trouvent dans un article de la loi de la conservation et remise en état des terres (Land Surface Conservation and Reclamation Act) ratifiée en 1973. Le processus du gouvernement fédéral a été établi en vertu d'une politique du Cabinet qui précise les conditions dans lesquelles une évaluation d'incidences est exigée et la manière dont elle sera exécutée et examinée (Processus fédéral d'évaluation et d'examen en matière d'environnement).

La majorité des projets examinés avaient fait l'objet de ce que l'on peut appeler une évaluation complète, c'est-à-dire une étude environnementale globale permettant de prendre une décision au sujet de l'acceptabilité du projet. Il y eut quelques exceptions cependant, tel le cas du projet du delta des rivières de la Paix et Athabasca qui n'était pas une évaluation d'incidences au sens habituel, car elle a été entreprise seulement après l'apparition des effets du barrage Bennett sur le niveau des eaux du delta. Néanmoins, cette étude a été comprise dans l'examen, étant donné qu'elle constitue un bon exemple d'une approche systématique et qu'elle a été exécutée dans les délais normalement impartis aux évaluations d'incidences. Dans un autre cas, tel l'aménagement portuaire de Corner Brook, les études ont été entreprises dans le cadre de l'évaluation environnementale initiale du processus fédéral.

Au cours de l'examen des documents d'évaluation, une attention particulière a été accordée à l'identification d'exemples précis où une approche écologique a été adoptée dans la conception des études, la collecte des données, les méthodes analytiques et l'interprétation des résultats. En outre, tant dans les directives que dans les énoncés d'incidences, on a pris note des programmes de surveillance proposés et des mesures d'atténuation recommandées.



1. PROJET DU DELTA DES RIVIÈRES DE LA PAIX ET ATHABASCA
2. LIGNE DE TRANSPORT DE LA PASSE LANGDON-PHILLIPS
3. EXPANSION DU COMPLEXE AGROCHIMIQUE
4. CENTRALE THERMOÉLECTRIQUE DE KEEPHILLS
5. PROJET DE L'EXPLOITATION GAZIÈRE DE FOOTHILLS
6. PROJET DES SABLES BITUMINEUX DE COLD LAKE
7. PROJET ALSANDS
8. ÉTUDE SUR L'EMPLACEMENT DE L'AUTOROUTE 89
9. COMPLEXE INTEGRÉ DES PRODUITS FORESTIERS
10. EXPANSION MINIÈRE DE TEXASGULF CANADA
11. ROUTE DE LA LIGNE DE TRANSPORT BRADLEY-GEORGETOWN
12. AMÉNAGEMENT HYDRO-ÉLECTRIQUE DU COURS INFÉRIEUR DE LA RIVIÈRE MUSQUASH
13. AMÉNAGEMENT HYDRO-ÉLECTRIQUE DU COURS SUPÉRIEUR DE LA RIVIÈRE SALMON
14. PROJET D'EXPLOITATION DE L'URANIUM KITTS-MICHELIN
15. AMÉNAGEMENT HYDRO-ÉLECTRIQUE DU LAC HINDS
16. AMÉNAGEMENT PORTUAIRE DE CORNER BROOK
17. AMÉNAGEMENT HYDRO-ÉLECTRIQUE DU COURS INFÉRIEUR DU CHURCHILL
18. FORAGE HAUTURIER DANS L'EST DE L'ARCTIQUE – SECTEUR MÉRIDIONAL DU DÉTROIT DE DAVIS
19. EXPANSION DU PORT ROBERTS BANK
20. PIPELINE DE LA ROUTE DE L'ALASKA (AUDIENCES DU YUKON)
21. RAFFINERIE D'HEXAFLUORURE D'URANIUM DE L'ELDORADO NUCLÉAIRE LTÉE

FIGURE 4-1 NOMS ET EMPLACEMENTS DES PROJETS DONT LES ÉNONCÉS D'INCIDENCES ENVIRONNEMENTALES ONT ÉTÉ OFFICIELLEMENT EXAMINÉS.

Tableau 4-1 Détails des EIE examinés officiellement

	NOM DU PROJET [1]	DATE DE L'EIE[2]	SITE DU PROJET	APPROBATION DU PROJET/STATUT[3]	ADMINISTRATION[4]
1.	Projet du delta des rivières de la Paix et Athabasca[5]	1973	Nord de la Colombie-Britannique, Alberta, Saskatchewan	Terminé	Alta., Sask., Canada
2.	Ligne de transport de la passe Langdon-Phillips	Août 1979	Sud-ouest albertain	Partiellement approuvé	Alberta
3.	Expansion du complexe agrochimique	Juil. 1980	Redwater, Alberta	Approuvé sous condition	Alberta
4.	Centrale thermoélectrique de Keephills	Oct. 1979	Edmonton, Alberta	Approuvé sous condition	Alberta
5.	Projet d'exploitation gazière de Foothills	Avril 1980	Sud de Hinton, Alberta	En chantier	Alberta
6.	Projet des sables bitumineux de Cold Lake	Oct. 1979	Cold Lake, Alberta	En suspens	Alberta
7.	Projet Alsands	Fév. 1978	Nord de Fort McMurray, Alberta	En suspens	Alberta
8.	Étude sur l'emplacement de l'autoroute 69	Janv. 1979	Keewick, Ontario	Rejeté partiellement	Ontario
9.	Complexe intégré des produits forestiers	Déc. 1976	Ear Falls/Red Lake, Ont.	Projet abandonné	Ontario
10.	Expansion minière de TexasGulf Canada	Mars 1978	Timmins, Ontario	Approuvé	Ontario
11.	Route de la ligne de transport Bradley-Georgetown	Juin 1974	Sud-ouest ontarien	Approuvé sous condition	Ontario
12.	Aménagement hydro-électrique du cours inférieur de la rivière Musquash	Avr. 1979	Orillia, Ontario	Demande retirée	Ontario
13.	Aménagement hydro-électrique de la rivière Upper Salmon	Avr. 1980	Baie d'Espoir, Terre-Neuve	Approuvé	Terre-Neuve
14.	Projet d'exploitation de l'uranium Kitts-Michelin	Mai 1979	Centre du Labrador	Approbation refusée	Terre-Neuve
15.	Aménagement hydro-électrique du lac Hinds	Mai 1978	Lac Deer, Terre-Neuve	Terminé	Terre-Neuve
16.	Aménagement portuaire de Corner Brook[6]	Déc. 1979	Corner Brook, Terre-Neuve	Préliminaire, aucune décision prise	Canada, Terre-Neuve
17.	Aménagement hydro-électrique du cours inférieur de Churchill	Avr. 1980	Fleuve Churchill, Labrador	Approuvé sous condition	Canada
18.	Forage hauturier dans l'est de l'Arctique – secteur méridional du détroit de Davis	Début 1978	Détroit de Davis, Arctique oriental	Approuvé sous condition et forage commencé	Canada
19.	Expansion du port Roberts Bank	Oct. 1977	Vancouver (Colombie-Britannique)	Projet réduit en cours	Canada
20.	Gazoduc de la route de l'Alaska (audiences du Yukon)	Janv. 1979	Sud du Yukon	Approbation de principe seulement	Canada
21.	Raffinerie d'hexafluorure d'uranium de l'Eldorado nucléaire Ltée	Juin 1977	Port Granby, Ontario	Site non approuvé	Canada

[1] Cette colonne peut contenir soit le titre du projet, le titre de l'EIE ou le titre de l'examen gouvernemental de l'EIE.

[2] Ces dates sont celles de la publication de l'EIE.

[3] Ces approbations sont celles des organismes examinateurs. Le statut indiqué pour les projets nos 1, 6, 7, 9 et 16 n'a pas de rapport avec les recommandations découlant des examens d'évaluation.

[4] Administration désigne le gouvernement sous lequel l'évaluation a été entreprise.

[5] Cette étude a été une entreprise intergouvernementale collective des ministères de l'Environnement du Canada, de l'Alberta et de la Saskatchewan, en vue de déterminer les incidences des bas niveaux de l'eau du lac Athabasca sur le delta des rivières de la Paix et Athabasca.

[6] Le document examiné pour ce projet était une Évaluation environnementale initiale telle que définie par le processus d'évaluation du gouvernement fédéral.

Tableau 4-2 Liste d'autres rapports d'évaluation des incidences environnementales examinés

PROJET	PROMOTEUR	DATE DU RAPPORT	ADMINISTRATION
Projet d'expansion de Bienfait	Manitoba and Sask. Coal Company (Ltd.)	Juillet 1978	Saskatchewan
Puits d'exploration en vue de l'expansion de la zone minière Claude	Cluff Mining	Décembre 1981	Saskatchewan
Aménagement du lac Crane	Ducks Unlimited (Canada)	Mars 1981	Saskatchewan
Programme de production d'uranium de la zone 31 de Dubyna	Eldorado Nucléaire Ltée	Décembre 1978	Saskatchewan
Prolongement de l'autoroute 13	Min. de la voirie et des transport de la Saskatchewan	Juin 1980	Saskatchewan
Aménagement hydro-électrique de la rivière Rapide	Saskatchewan Power Corp.	Septembre 1979	Saskatchewan
Projet de route, Cumberland House à Amisk Lake	Min. du nord de la Saskatchewan	Novembre 1976	Saskatchewan
Raffinerie d'uranium dans le parc Corman en Saskatchewan	Eldorado Nucléaire Ltée	Juillet 1979	Saskatchewan
Demande d'installations pour 1982, Section Saskatchewan	TransCanada Pipelines Ltd.	Novembre 1981	Saskatchewan
Droit de passage d'une ligne de transport de 500kV, frontière interne Dorsey-Riel, inter-connexion Winnipeg-Minneapolis	Manitoba Hydro	Décembre 1976	Manitoba
Usine de réduction électrolytique du zinc, Belledune (Nouveau-Brunswick)	Brunswick Mining and Smelting Corp. Ltd.	Janvier 1981	Nouveau-Brunswick
Aménagement hydro-électrique de la Cat Arm	Newfoundland and Labrador Hydro	Décembre 1980	Terre-Neuve
Forage de délimitation: région de l'île de Sable	Mobil Oil Ltd.	Non daté	?

Dans toute la mesure du possible, les directives ont été examinées en fonction de leur contenu écologique, mais nous n'avons pas pu obtenir celles de tous les projets étudiés. Certaines évaluations ont été effectuées en vertu de directives générales conçues pour tous les projets (Alberta, Ontario), tandis que d'autres l'ont été en fonction de directives établies expressément pour le projet donné (gouvernement fédéral).

L'examinateur a eu accès à environ la moitié des documents relatifs aux décisions finales. Dans certains cas, les évaluations ont été examinées officiellement dans le cadre d'un processus plus large d'examen et d'émission de permis (Alberta), tandis que d'autres évaluations ont été examinées par des organismes spécialement créés à cette fin (Ontario et gouvernement fédéral). Les conclusions et les recommandations du comité d'examen de Terre-Neuve n'ont pu être obtenues.

On ne peut présumer que la décision finale concernant l'approbation du projet (tableau 4-1) reflétait uniquement les résultats d'ordre écologique de l'évaluation, étant donné que les préoccupations sociales et économiques sont souvent considérées comme prioritaires par le public et les politiciens. Toutefois, dans l'examen des rapports de décision, une attention particulière a été accordée aux remarques indiquant que l'approche écologique, ou son absence, peut avoir été prise en considération par l'organisme examinateur. Il n'a pas été possible de juger si cette information avait joué un rôle essentiel dans les recommandations finales concernant l'approbation ou la modification du projet; cependant, si un point de vue écologique était particulièrement mentionné, on a présumé qu'il avait au moins influencé le point de vue de l'organisme examinateur.

ANALYSE DES RÉSULTATS

Aucune tentative n'a été faite pour classer les lacunes et les points forts des évaluations du point de vue écologique et scientifique. L'application des principes écologiques et scientifiques variait considérablement, mais il a été possible de caractériser la qualité de l'évaluation des incidences au Canada dans le cadre des rubriques générales suivantes.

Directives

Il semble que les directives d'évaluation soient largement responsables de l'approche sectorielle de type inventaire souvent adoptée pour décrire l'environnement. Les directives se résument habituellement à une table des matières du genre fourre-tout pour l'énoncé des incidences environnementales. De nombreuses séries de directives se bornent à mentionner différents principes écologiques qui peuvent être considérés lors d'une évaluation, par exemple la productivité primaire, la succession, la capacité d'assimilation, la diversité, les indicateurs, la bioaccumulation, la possibilité de récupération et la stabilité, le flux énergétique et le cycle des substances nutritives. Néanmoins, ces mentions sont rarement accompagnées de remarques ou d'indications au sujet de l'importance ou de la pertinence de ces principes par rapport à l'ensemble de l'évaluation.

Assez curieusement, la relation entre la qualité des directives et la qualité des évaluations du point de vue écologique n'était pas toujours directe. Nous avons trouvé des cas où les meilleures directives donnaient lieu à des évaluations tout à fait inadéquates sur le plan écologique (par exemple la route de la ligne de transport d'énergie électrique de Bradley-Georgetown), tandis que dans d'autres cas, des directives plutôt sommaires ont été suivies d'évaluations d'incidences assez complètes (projet Kitts-Michelin).

Limites

La plupart des évaluations d'incidences fournissent une description adéquate de l'espace occupé par le projet et des limites de la région étudiée. Par contre, cette question de limites, surtout de temps et d'espace dans un sens écologique, n'est pas traitée plus avant. Même si les spécialistes de l'évaluation peuvent avoir eu maille à partir avec certaines de ces questions de limites en planifiant les études, il est rare qu'un rapport d'évaluation contienne une explication du choix de ces limites.

Etablissement de priorités

Nous n'avons pas encore trouvé au Canada une évaluation d'incidences dans laquelle on appuye l'établissement de priorités dès le début du processus, en vue de centrer l'évaluation sur les éléments environnementaux les plus importants. La norme reste de tout examiner, ne serait-ce que superficiellement, peu importe que cela n'offre aucun intérêt pour le public ou les décideurs.

Toutefois, une sorte de processus d'élimination a été mis en pratique dans certaines évaluations de manière à insister sur le côté scientifique, mais cela n'a jamais été fait systématiquement dès l'origine des études. L'évaluation environnementale du projet dans le secteur méridional du détroit de Davis (Imperial Oil Ltd et al, 1978) et celle du projet hydro-électrique sur le cours de la rivière Upper Salmon (Newfoundland and Labrador Hydro, 1980) en sont d'excellents exemples.

Importance des incidences

Dans certaines évaluations d'incidences, le promoteur n'indique pas clairement la signification ou l'importance des incidences prévisibles. Dans d'autres cas, les incidences sont décrites qualitativement du point de vue temps, espace et ampleur, mais ces éléments sont rarement définis. Dans quelques énoncés seulement, des tentatives ont été faites pour définir les différentes catégories d'incidences, mais ces définitions ne sont pratiquement d'aucun secours pour les décideurs. Prenons à titre d'exemple les définitions suivantes extraites de différents énoncés:

> «*Incidences majeures — Incidences graves sur les plans esthétique et écologique, qui se feront sentir dans toute une région ou à long terme. Il peut être difficile de prévenir ou d'atténuer ces incidences.*»

> «*Les incidences importantes sont celles qui exigent un examen plus approfondi ou d'autres mesures.*»

> «*Incidences importantes — Incidences qui nécessitent de nouvelles dispositions telles qu'une autre évaluation ou des mesures de protection de l'environnement.*»

Parmi les rapports étudiés, un seul (Imperial Oil Ltd et al, 1978) contenait un cadre pour l'évaluation de l'importance des incidences selon des critères principalement écologiques. Ce cadre est décrit en détail dans l'annexe C.

Etudes des conditions de base

Cette expression est habituellement utilisée comme terme «fourre-tout» pour désigner la série complète des études pré-projet. Malheureusement, ces études se bornent en général à un inventaire descriptif de tous les éléments du milieu. Il est souvent difficile de saisir les objectifs, les limites en matière d'interprétation des données ou l'utilisation des résultats. Dans peu de cas seulement, nous avons trouvé des énoncés d'incidences où l'on avait essayé d'établir quantitativement la variabilité spatiale et temporelle naturelle des paramètres choisis et qui plus est, l'importance de ce facteur a même été rarement reconnue.

Hypothèses et expériences

On n'accorde généralement guère d'attention à l'établissement d'hypothèses et à leur vérification. La majorité des expériences pour évaluer les incidences sont des essais en laboratoire sur la toxicité et le comportement animal (Eedy et Schieffer, 1977). Il n'y a qu'un seul exemple d'étude

expérimentale d'un projet. En l'occurence (Newfoundland and Labrador Hydro, 1980), le but de l'étude était de déterminer les effets d'un barrage hydro-électrique sur les populations locales de caribous.

Populations

Les milieux existants et les incidences prévues sont le plus souvent décrits en termes de renseignements et de données au niveau de la population. La pratique courante semble opter pour une estimation des densités ou des populations totales actuelles et prévisibles des espèces risquant d'être perturbées par le projet. Quoique dans l'évaluation des incidences la principale préoccupation concerne la situation des populations d'espèces, les chercheurs admettent rarement que ce niveau de la hiérarchie écologique soit celui qui entraine les plus grandes difficultés pour les études quantitatives et l'interprétation des résultats.

Habitat

La plupart des évaluations établissent le lien entre les espèces et le milieu physique où elles vivent au moyen de l'habitat. Cela provient en partie de ce que la plupart des évaluations sont centrées sur la population, et aussi du fait que de nombreuses incidences sur les espèces considérées peuvent être identifiées à partir de changements physiques, tel que l'altération de l'habitat. Malheureusement, ces relations sont rarement précisées dans les rapports d'évaluation et encore moins souvent étudiées.

Concepts écologiques

Nombre d'évaluations ignorent plusieurs principes de la théorie écologique tels que le cycle des substances nutritives, le flux énergétique, la productivité primaire, l'eutrophisation, la succession, la capacité d'assimilation, etc. Le plus souvent, les études n'ont pas pour but d'élucider ces concepts ou de servir de cadre prévisionnel aux évaluations. Le projet du delta des rivières de la Paix et Athabasca constitue en ce sens une exception remarquable; il comportait un programme de recherche de deux ans dans le but de prévoir les effets sur la faune, au moyen de la connaissance de la succession des communautés végétales suite à un abaissement du niveau des eaux de surface et des eaux souterraines. Un autre exemple nous est fourni par le projet de forage dans la partie méridionale du détroit de Davis où l'on a tenté de comprendre la variabilité de la poussée phytoplanctonique annuelle et son importance dans le maintien de la productivité secondaire pendant tout le reste de l'année.

Prévisions

Les prévisions, quand il y en a, se résument le plus souvent à de vagues généralités relatives à l'apparition possible de certaines situations pendant ou après les travaux de construction, par opposition à des prévisions quantifiables pouvant faire l'objet de vérification. La signification exacte de la plupart des prévisions formulées dans les évaluations d'incidences est très sujette à interprétation. Cependant certaines évaluations contenaient un nombre important de prévisions quantifiables. Prenons, par exemple, quelques-unes des prévisions qui figurent dans l'évaluation du projet Alsands Oil Sands Development (elles ont été reformulées):

a) la perte d'orignaux a été estimée à environ cinq par année pour toute la durée du projet;

b) on s'attend à ce que le volume d'eau retiré de la rivière Athabasca soit de 2.8 % du débit hivernal minimum;

c) les émissions de dioxyde de soufre pourraient endommager les lichens et les mousses dans un rayon de 5 à 10 km des installations.

Par contre, les «prévisions» suivantes (reformulées également) ont été extraites d'autres évaluations:

a) on s'attendait à ce que les passereaux bénéficient de l'élargissement des habitats en lisière;

b) il semble que les émissions d'oxyde nitreux et de dioxyde de soufre puissent avoir des effets nocifs sur la vie des plantes;

c) les incidences sur les systèmes aquatiques devraient être mineures;

d) la fluctuation des eaux causée par le projet peut avoir des effets néfastes sur les aires de nidification et d'alimentation des oiseaux aquatiques;

e) les amphibiens et les reptiles vivant dans les marécages pourraient être perturbés par le projet;

f) il est possible que la disparition de l'habitat ait des effets néfastes sur la faune terrestre.

Il est difficile de voir dans quelle mesure des déclarations aussi vagues pourraient aider le grand public et les organismes examinateurs à évaluer la nature, l'étendue et la probabilité des incidences environnementales en vue d'une prise de décision raisonnée concernant l'acceptabilité du projet.

Surveillance

En réponse aux directives fournies, la plupart des évaluations font mention de programmes de surveillance environnementale. Leur description varie entre une page de platitudes et des détails minutieux concernant toute la portée du programme de contrôle planifié. Un exemple de ce dernier cas est le rapport de la Newfoundland and Labrador Hydro (1981) qui contient une vaste étude des activités actuelles et futures de surveillance et de recherche concernant l'aménagement hydro-électrique du cours de la rivière Upper Salmon.

Mesures d'atténuation

La plupart des évaluations examinées mettent l'accent sur les mesures d'atténuation à adopter pour réduire ou

supprimer les incidences indésirables. Tantôt d'importantes parties des rapports sont consacrées à l'atténuation des incidences, tantôt cette question est largement traitée dans les chapitres concernant la prévision des incidences. Dans la majorité des évaluations, il est clair qu'un fort petit nombre d'études entreprises ont aidé à déterminer des mesures d'atténuation appropriées. Les mesures décrites se résument à des techniques palliatives très connues ainsi qu'à des éléments de bonnes pratiques en matière de planification environnementale et de construction.

Rapports de décision

Les décisions relatives à l'approbation des projets sont souvent basées sur des facteurs sociaux, politiques et économiques et, en second lieu seulement, sur des préoccupations d'ordre environnemental. Malgré cela les organismes examinateurs estiment généralement que l'absence de renseignements écologiques appropriés représente une lacune sérieuse pouvant influer sur les approbations. Par exemple, le projet initial d'extension du port de Roberts Bank n'a pas été approuvé en partie à cause d'une évaluation inadéquate de son impact sur l'écosystème de l'estuaire. Dans le même ordre d'idées, dans son rapport principalement axé sur l'écologie, le comité chargé d'examiner l'évaluation environnementale relative à l'emplacement de la route 89 a refusé d'accorder son approbation pour le tronçon qui traversait les marécages Holland Marsh, tant que des renseignements supplémentaires au sujet de l'importance écologique de la région et des effets possibles de la route n'auraient pas été fournis.

CONCLUSIONS

Il est manifeste que l'application des principes écologiques dans les rapports et les directives d'évaluation des incidences environnementales varie considérablement au Canada. Seul un petit nombre d'évaluations étaient fondées sur une approche globale des études écologiques. La majorité des rapports d'évaluation ne contenaient ici et là que des évocations de principes écologiques, généralement relatifs aux interactions espèces-habitat, à la succession naturelle des communautés végétales et aux transferts d'énergie et de substances nutritives dans les systèmes aquatiques.

En général, les évaluations d'incidences n'avaient pas de plan précis d'études des relations écologiques. Il y avait rarement un thème conceptuel ou analytique central pour orienter l'acquisition et l'interprétation des données. La plupart du temps, les études sur les lieux portaient essentiellement sur le nombre et la répartition des organismes et semblaient avoir été entreprises sans aucune coordination.

L'acquisition de données concernant les conditions de base a été presque unanimement considérée dans les directives et les évaluations d'incidences comme le point de départ des études sur les lieux. Il est rare toutefois que l'approche adoptée tente d'établir une base statistique pour la prévision des incidences et la mise au point d'un programme de surveillance. Les prévisions étaient généralement trop vagues et d'une utilité discutable tant pour la prise de décision que pour leur vérification.

Rien ne semble indiquer que l'adoption d'une approche écologique plus rigoureuse poserait de sérieuses difficultés pour la conduite d'évaluations environnementales. Les quelques études qui possédaient une structure écologique globale et s'appuyaient sur des programmes de recherche bien orientés ont été terminées dans les délais normalement impartis pour les évaluations d'incidences environnementales.

Rien ne prouve non plus que les organismes examinateurs auraient eu des difficultés à juger les données écologiques et les interprétations présentées dans les évaluations d'incidences. Des renseignements écologiques précis ont parfois été exigés pour permettre aux examinateurs de définir les caractéristiques du milieu susceptible d'être perturbé et l'importance des incidences prévisibles.

5 — PREMIÈRES INDICATIONS

Compte tenu de ce qui précède, il est clair que des changements majeurs s'imposent si l'on veut obtenir une amélioration sensible de la qualité scientifique de l'évaluation des incidences environnementales. On a relevé plusieurs indications à cet égard dès le début de l'étude, avant même la conclusion de tous les ateliers techniques. Ces indications n'ont pas seulement trait aux aspects scientifiques et pratiques des changements à apporter aux évaluations des incidences, mais également aux aspects administratifs et institutionnels.

ASPECTS SCIENTIFIQUES ET PRATIQUES

Nécessité d'une norme commune

Le fait de définir ce qu'est une base écologique acceptable pour les études d'évaluation des incidences réduirait probablement la confusion qui règne actuellement et les attentes divergentes à cet égard. Il est peut-être impossible ou même peu souhaitable d'élaborer toute une série de normes trop strictes. Cependant, une simple entente au sujet des considérations de base dont il faudrait tenir compte dans la conception, l'exécution et l'examen des études d'évaluation serait déjà une réussite importante.

Mais il importe en même temps de laisser les coudées franches à ceux qui sont chargés des études d'évaluation des incidences. En effet, étant donné la diversité des projets et la complexité des systèmes naturels, il serait peu judicieux d'adopter un cadre étroit et trop rigide devant servir pour toutes les études d'évaluation.

Nécessité d'une entente préalable

Etant donné les délais imposés, il est important que les personnes chargées d'exécuter et d'examiner les évaluations conviennent le plus tôt possible de l'approche fondamentale à adopter. Il est préférable de mettre l'accent sur la qualité optimale du travail dès le début plutôt que de compter sur un examen critique au terme du processus. Cela peut signifier que les experts-conseils ne commenceraient les études qu'après avoir étudié les principes scientifiques et écologiques avec les conseillers techniques de l'organisme responsable de l'administration des méthodes d'évaluation. Ainsi, le processus d'examen final pourrait être axé sur l'importance des incidences plutôt que sur l'acceptabilité des études.

Nécessité de la continuité dans les études

Il faut que ceux qui participent à l'évaluation des incidences reconnaissent l'importance de poursuivre les études au-delà de l'EIE. Les études des conditions de base et les prévisions d'incidences perdent en grande partie leur raison d'être si elles ne sont pas suivies d'un programme de surveillance. Or, pour pouvoir mesurer les changements après la réalisation d'un projet, il est essentiel que les composantes considérées soient explicitement définies au cours des études pré-projet. S'il n'y a pas de tentatives pour vérifier les effets environnementaux réels d'un projet, nous ne serons jamais en mesure d'améliorer nos techniques de prévisions et d'évaluations.

Nécessité d'information

L'amélioration de la base scientifique de l'évaluation des incidences serait grandement facilitée si tous ceux qui travaillent dans ce domaine s'informaient des tout derniers concepts, techniques et approches perfectionnés par des praticiens inventifs et par les chercheurs. Peu importe les raisons, mais il est manifeste que la majorité des promoteurs, des experts-conseils et des examinateurs ne se tiennent pas au courant des progrès récents en la matière. Il s'ensuit que de nombreuses évaluations d'incidences produites au Canada semblent un peu dépassées. L'adoption de normes scientifiques communes dépendra dans une certaine mesure du succès des mécanismes assurant que tous les intéressés sont renseignés au sujet des innovations relatives aux approches et aux méthodes.

ASPECTS ADMINISTRATIFS ET INSTITUTIONNELS

Responsabilités des organismes gouvernementaux

En raison des différents objectifs et conflits d'intérêts en jeu dans l'évaluation des incidences environnementales, il est peu probable que la qualité scientifique des études d'évaluation s'améliore naturellement malgré les bonnes intentions des nombreux spécialistes en la matière. Les organismes chargés de faire appliquer les méthodes d'évaluation devront fixer certaines exigences scientifiques fondamentales raisonnablement réalisables et formulées de façon claire et concise.

Les promoteurs et les experts-conseils entreprennent généralement les évaluations d'incidences conformément

aux procédures établies par les différentes administrations du pays. C'est pourquoi l'adoption de normes scientifiques communes par tous les organismes seraient beaucoup plus efficace. Les promoteurs et les experts-conseils seraient alors en mesure d'organiser une approche générale en fonction de ces exigences communes.

Participation des chercheurs

Le manque d'intérêt dont les chercheurs font preuve à l'égard de l'évaluation environnementale constitue un problème particulièrement pressant au Canada tout comme ailleurs. La réaction générale du milieu scientifique canadien a été révélée à l'occasion d'un examen récent de la politique scientifique du ministère fédéral de l'Environnement (J. Tener, pers. comm.). Il était évident que les scientifiques du gouvernement n'étaient pas attirés par les études d'évaluation d'impacts, en dépit de la priorité accordée à celles-ci par le Ministère, premièrement parce qu'ils sont convaincus que les contraintes politiques et les délais entravent la qualité des recherches, ce qui, par conséquent, limite leurs possibilités de publication dans les revues professionnelles et, deuxièmement, parce que les travaux entrepris dans le cadre des évaluations environnementales ne sont pas pris en considération pour les promotions dans la carrière.

Nécessité du travail en collaboration

Si nous voulons améliorer notablement la base écologiques des études d'évaluation, nous devons cesser de nous comporter en adversaires lors des séances d'examen et adopter plutôt une attitude de collaboration à l'égard des évaluations environnementales. Nous ne disposons pas suffisamment de temps ni d'argent pour que les promoteurs, les experts-conseils et les organismes chargés des examens s'engagent dans des querelles importantes pouvant nuire à la réalisation d'évaluations efficaces. Le besoin de cette coopération a été l'une des forces motrices de l'étude qui a servi de base à ce rapport. Il a été jugé indispensable que toutes les personnes concernées par l'évaluation dans tout le pays soient largement représentées. Les recommandations contenues dans le présent rapport tendent à montrer ce que ces personnes entrevoient comme une solution pratique aux problèmes actuels.

Nécessité de communiquer

Les différents groupes intéressés dans l'évaluation des incidences environnementales doivent établir des relations autres que celles d'adversaires lors des séances d'examen. On a pu constater avec regret que les ateliers ont souvent servi de tribune aux participants pour exprimer leurs frustrations et les malentendus au sujet de la nécessité d'une plus grande rigueur scientifique dans l'évaluation des incidences. Il est essentiel que les personnes qui appliquent, exécutent, examinent et financent les études d'évaluation puissent discuter et échanger des idées de façon constructive. Les difficultés principales ne se résorberont que lentement si les principaux participants se cantonnent exclusivement dans les problèmes inhérents à leur domaine de spécialisation.

Moyens d'améliorer la situation

Alors qu'il est possible que les organismes administratifs adoptent plus tard de nouvelles exigences opérationnelles ou techniques, nous croyons que, pour obtenir des résultats immédiats, il faut modifier l'organisation actuelle de l'évaluation. La mise en pratique des recommandations qui suivront pourrait bien, par ailleurs, entraîner une réévaluation fondamentale des objectifs et des engagements.

Comme l'a souligné récemment Couch (1982), les processus d'évaluation au Canada comportent un certain nombre d'étapes communes:

a) l'examen préalable entrepris dans le but de déterminer si un projet doit être soumis au processus officiel d'évaluation;

b) l'établissement des directives à suivre dans les études d'évaluation;

c) l'élaboration d'un rapport d'évaluation;

d) un examen public et/ou technique du rapport; et

e) la décision finale qui relève des hommes politiques.

Cette succession logique des étapes est respectée par presque toutes les administrations. Bien qu'il s'agisse d'une organisation relativement rigide, nous croyons que ces éléments pourraient être considérablement modifiés de façon à ce que le processus se prête plus facilement à une approche scientifique.

De manière très générale, les progrès scientifiques importants dépendront de l'adoption, *le plus tôt possible*, de principes directeurs et de normes techniques appropriés pour orienter les études requises aussi bien que de la reconnaissance de la contrainte prédominante que constitue le temps, dans l'élaboration du programme d'évaluation. Sur le plan administratif, cela signifie qu'il faut: i) apporter des changements notables aux directives pour fixer des critères scientifiques appropriés, et ii) étendre la portée des rapports d'évaluation afin de faire valoir la nécessité d'expérimentation et de surveillance permanentes.

Les directives de tous les projets devraient comprendre une norme fondamentale de qualité qui corresponde à des exigences raisonnables. En outre, les directives établies pour des projets précis devraient contenir une série d'objectifs suffisamment détaillés afin que les études satisfassent aux besoins d'information et à la crédibilité scientifique.

Le processus d'évaluation ne devrait pas s'arrêter dès que le rapport a été soumis; nous sommes d'avis qu'un EIE doit être autant un énoncé des engagements et des responsabilités futurs qu'il est le résumé des faits environnementaux passés et prévus. En raison des possibilités restreintes de prévision précise des incidences biologiques à long terme des activités proposées, des programmes de surveil-

lance ultérieure doivent être organisés afin de s'assurer que le processus d'évaluation ne demeure pas un jeu de devinettes rudimentaire. L'EIE devrait contenir une déclaration détaillée d'engagement de la part des organismes gouvernementaux et industriels à mettre en oeuvre des programmes de surveillance judicieusement choisis.

Partie II

La Science écologique comme base

6 — RÔLE DE LA SCIENCE DANS LES ÉVALUATIONS D'IMPACT

SCIENCE, VALEURS ET DÉCISIONS

La Science et les valeurs

«L'utilisation qui est faite des informations provenant des études scientifiques ne relève pas de la science, mais de la politique. Cependant, les résultats de l'évaluation d'impact ne sont pas utilisables à l'échelon politique.»

«Nous sommes contraints de tenir compte non seulement des impacts sociaux mais aussi des valeurs sociales associées aux aspects écologiques ainsi que de l'importance des préoccupations écologiques dans la perspective sociologique.»

Au Canada, comme ailleurs, l'évaluation des incidences environnementales constitue un phénomène socio-politique basé sur les perceptions et les valeurs de la société exprimées, à l'échelon politique, au moyen de procédures administratives gouvernementales. On fait appel à la science pour expliquer la relation entre les projets envisagés et ces perceptions et valeurs d'ordre écologique. Bien que l'avis du grand public ne soit pas toujours étayé par des résultats d'études scientifiques, il est cependant impossible de ne pas en tenir compte. Par conséquent, les décisions prises suite à des évaluations environnementales peuvent être basées autant sur des jugements subjectifs établis d'après des valeurs, des sentiments, des croyances et des préjugés que sur les résultats d'études scientifiques (Matthews, 1975). En effet, selon Carpenter (1980), les décideurs en général se méfient souvent de l'avis des experts-conseils et ne se laissent pas influencer outre mesure par les incidences à long terme qui ne touchent pas leur domaine particulier.

Il n'est donc pas étonnant que l'évaluation des incidences environnementales soit considérée comme un cadre inacceptable pour l'application rigoureuse d'une approche scientifique. Le milieu scientifique canadien également a fait preuve de certaines réserves à cet égard. Par exemple, en 1976, dans le cadre d'un éditorial acerbe, Schindler a signalé que les études d'évaluation de l'époque étaient, du point de vue scientifique, dérisoires et inutiles et que, si on ne les modifiait pas, elles risquaient de nuire à la crédibilité de la science environnementale en général. De même, dans des commentaires au sujet des problèmes relatifs aux évaluations environnementales au Canada, Efford (1976) a souligné que les objectifs fixés étaient, dans de nombreux cas, peu réalistes sur le plan scientifique. Au cours d'une analyse poussée de certains rapports d'évaluation, Rosenberg et Resh et al. (1981) ont relevé de nombreux domaines dans lesquels il faudrait sérieusement améliorer la qualité de ces évaluations pour qu'elles atteignent un niveau acceptable de crédibilité scientifique.

Dans une grande mesure, les critiques initiales au sujet du manque de fondement scientifique des évaluations étaient justifiées. Cependant, elles étaient trop fréquemment fondées sur le principe que de «bonnes» pratiques scientifiques mènent nécessairement à de «bonnes» solutions. Bacow (1980) a résumé cette fausse opinion en disant que l'information «adéquate» existe et qu'une fois recueillie elle nous aidera à trouver la solution «adéquate». Cette position fait abstraction des aspects socio-politiques de l'évaluation environnementale et témoigne, dans une certaine mesure, de l'inexpérience de nombreux scientifiques à appliquer dans un contexte social leurs connaissances spécialisées (Efford, 1976).

Un rôle réaliste se dessine actuellement pour la science dans les évaluations d'impact. Selon Matthews (1975), les jugements de valeur associés à presque tous les aspects des études scientifiques des évaluations sont acceptables s'ils sont énoncés de façon explicite. Holling (1976) a rappelé que les scientifiques ont leurs propres préjugés et il a dissipé le mythe selon lequel les études scientifiques de qualité entraînent nécessairement de meilleures décisions. Selon lui, il faudrait préconiser au départ une collaboration plus étroite entre les scientifiques et les décideurs. On reconnaît actuellement de façon généralisée qu'une orientation plus scientifique de l'évaluation ne garantit pas la solution des problèmes étant donné que les conflits peuvent porter sur des différences de valeur ou de croyance plutôt que sur des faits (Bacow, 1980). Le défi que doivent relever tous ceux qui jouent un rôle dans un processus d'évaluation, consiste à faire nettement la distinction entre l'objectivité de la science et les valeurs de la société (Matthews, 1975; Lowrance, 1976).

Comme en témoignent les commentaires de divers participants aux ateliers, les liens entre les valeurs sociales et la base scientifique des évaluations sont généralement admis. D'après un biologiste, l'évaluation environnementale commence par un filtrage socio-économique nécessaire pour le rassemblement des données scientifiques essentielles. Par conséquent, après avoir reconnu l'importance des valeurs sociales, les spécialistes des sciences appliquées doivent s'efforcer d'en tenir compte dans des études environnementales appropriées.

«D'après moi, les politiciens ont un rôle à jouer dès l'étape initiale, pour donner leur point de vue de la réalité.»

«Il faut avoir recours à des jugements de valeur pour déterminer les facteurs qui doivent être étudiés.»

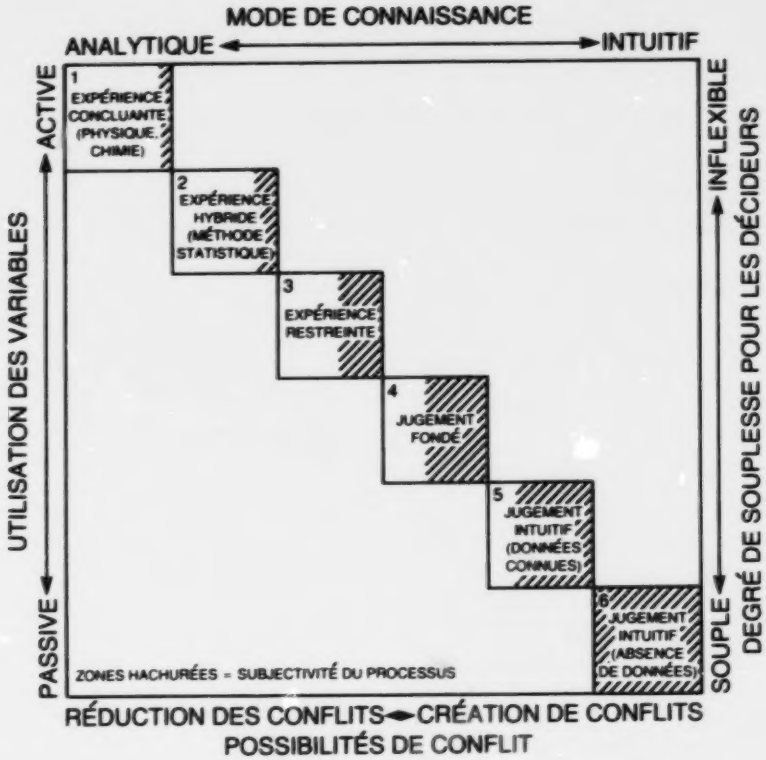


FIGURE 6-1 TYPES D'APPROCHE (TABLEAU MODIFIÉ DE HAMMOND, 1978)

«Dans la plupart des cas, il s'agit d'abord d'essayer de savoir ce qui intéresse le public ou l'administration.»

La science et les prises de décision

Cadre théorique — D'après Hammond (1978), la plupart des incidences sur le milieu sont de nature si complexe et comportent des risques si difficilement prévisibles que les scientifiques ne peuvent souvent convenir des conseils à donner aux décideurs. Hammond croit qu'en raison de la situation de confusion et de discorde qui règne parmi les scientifiques, ainsi que des préoccupations sociales marquées associées à de nombreuses retombées écologiques, les jugements de valeur des profanes prennent autant d'importance que ceux des spécialistes dans la «mêlée générale de l'arène politique». Cette théorie semble également pertinente dans le cas des évaluations environnementales.

Ce même auteur a comparé les caractéristiques et les entraves des divers types d'approche en matière de prise de décision. Son résumé graphique (présenté de façon modifiée à la figure 6-1) permet d'évaluer le rôle de la science dans l'évaluation d'impacts dans son contexte socio-politique approprié. L'approche expérimentale classique de recherche scientifique (mode n° 1), est de nature analytique et repose sur l'application de méthodes reconnues et la vérification des variables. Bien que les résultats de cette méthode ne suscitent pas habituellement de conflits, ils ne peuvent toutefois servir à résoudre les problèmes socio-écologiques complexes.

A l'autre extrémité de l'échelle, représenté par le mode n° 6 en bas à droite, nous trouvons le processus de pensée quasi-rationnel caractéristique de la plupart d'entre nous. On y trouve des données de base incertaines, aucune manipulation de variables, aucune vérification statistique et les règles d'une logique inconsistante jamais explicitées. Cette approche risque le plus de créer des conflits, mais laisse par ailleurs aux décideurs la plus grande latitude pour résoudre des problèmes sociaux.

En général, à cause de diverses contraintes d'ordre pratique, le mode n° 1 ne peut constituer le support principal de la prise de décision en évaluation environnementale et, de toute manière, il est inadéquat car il ne tient pas compte des facteurs sociaux. Par contre, le mode n° 6, qui prévaut lors des audiences publiques et dans le témoignage des spécialistes, exclut dès l'origine la possibilité de réduire de

façon appréciable les controverses et les discordes qui pourraient résulter d'une méthode plus analytique de présentation et d'interprétation des données environnementales pertinentes. Le meilleur choix semble donc le mode n° 4, avec une utilisation restreinte de l'analyse statistique classique, des modèles de simulation informatisés et une vérification plus rigoureuse de l'opinion et des jugements des experts.

«Il existe deux façons générales d'aborder l'évaluation environnementale. D'abord, il y a l'approche que je qualifierais de rapide et superficielle qui consiste à réunir des experts afin d'établir les meilleures approximations. Puis, il y a l'approche étayée par des données, axée sur la modélisation et reconnue scientifiquement. Il existe sans doute toute une gamme de possibilités entre ces deux types d'approche.»

«Nous devons fréquemment nous contenter de nous servir du jugement professionnel pour évaluer les impacts environnementaux.»

«Il est important que les études d'évaluation soient conçues en vue de fournir les données nécessaires pour les décisions à prendre au sujet du projet. On utiliserait une série de questions pour ce faire. D'abord, quel type de décisions faut-il prendre? Deuxièmement, quel genre de données écologiques faut-il recueillir? Troisièmement, quelles sont les questions pertinentes que l'on doit se poser pour obtenir ces données? Et enfin, quel type d'études convient au traitement de ces questions?»

En arriver à un compromis — Comment peut-on arriver à un compromis entre la subjectivité des jugements de valeur et l'objectivité de l'approche scientifique? D'une manière générale, nous estimons que cela dépend, dans une grande mesure, de l'importance *relative* du rôle de la science aux divers stades du processus d'évaluation (figure 6-2). Tout le monde semble s'entendre au sujet de la nécessité de donner, dès le départ, une certaine orientation, qu'elle soit explicite ou implicite, aux études scientifiques. L'ordre logique des facteurs dont il faut tenir compte est le suivant: i) les répercussions perçues comme étant importantes pour la société, ii) les décisions socio-politiques nécessaires, iii) les questions techniques soulevées et iv) les réponses scientifiques proposées. Ainsi, les jugements de valeur qui jouent initialement le rôle prioritaire sont progressivement remplacés par un programme de recherche scientifique axé sur les préoccupations sociales.

La transposition des préoccupations sociales dans les études scientifiques soulève d'innombrables difficultés morales, conceptuelles et opérationnelles pour beaucoup de scientifiques. Il n'est pas étonnant que des scientifiques consciencieux se sentent contraints professionnellement lorsqu'on attend d'eux qu'ils concentrent leur savoir-faire uniquement sur des préoccupations sociales qui souvent changent avec le temps. Comme un participant aux ateliers, le faisait remarquer: «Les écologistes ont des connaissances particulières et devraient étudier les facteurs environnementaux qu'ils jugent importants pour l'humanité, même si la société en général les ignore ou ne s'en préoccupe pas». En outre, il est souvent difficile de conceptualiser sur le plan scientifique la perception que le grand public a d'un problème environnemental tel que, par exemple, celui de la détérioration des valeurs esthétiques. Dans la pratique, il est difficile de prévoir de façon précise et utile les variations de la population des espèces du niveau trophique supérieur hautement valorisées par la société. L'écologiste est souvent forcé d'étudier les espèces des niveaux trophiques inférieurs et d'extrapoler ou de se fier davantage aux jugements et à l'intuition professionnels qu'à l'analyse quantitative.

De toute façon, dès la fin des études scientifiques préliminaires, il faut soumettre les résultats aux personnes chargées de prendre les décisions relatives au projet. A cette étape, les jugements portant sur les valeurs sociales peuvent influer davantage sur le processus que les facteurs scientifiques. Tout dépend de l'interprétation des résultats. D'après les débats en ateliers, les avis sont partagés entre les environnementalistes qui estiment qu'ils doivent interpréter les résultats de leurs études, et ceux qui pensent qu'ils doivent simplement présenter leurs conclusions. Comme l'a signalé Hammond (1978), même les scientifiques les plus méticuleux ont fréquemment recours à leur intuition (mode n° 6, figure 6-1) lorsqu'ils doivent conseiller les décideurs. Ils peuvent trouver la situation frustrante, mais il n'en reste pas moins que les décisions concernant les projets constitueront un compromis entre les aspirations de la société et les résultats des études scientifiques.

En théorie, les scientifiques joueront encore une fois un rôle capital dans la conception et la réalisation des programmes de surveillance à entreprendre après la réalisation du projet. A cette étape les problèmes sont les mêmes que ceux des études pré-projet; cependant, on aura plus souvent l'occasion d'utiliser l'approche quantitative pour mesurer les variations que pour prévoir celles-ci.

«Les objets des préoccupations de la société risquent de changer aussi rapidement que le temps!»

«Les études d'évaluation peuvent être divisées en deux catégories. Premièrement, il y a les études sur les espèces hautement valorisées par la société; elles comportent des problèmes notables mais sont essentielles. Deuxièmement, il y a celles qui concernent les indicateurs, les paramètres perturbés ou les paramètres propices à l'étude; elles s'effectuent avec plus de facilité mais, en général, le public et les décideurs les jugent moins pertinentes.»

«A titre d'expert-conseil, j'essaie d'être objectif parce que les promoteurs veulent que je dise blanc alors que les organismes gouvernementaux veulent que je dise noir. A présent, je ne donne plus d'opinions personnelles.»

«Les experts-conseils et tous ceux qui participent aux évaluations d'impacts ne devraient pas se contenter de présenter les résultats de façon objective mais devraient faire des recommandations concernant les solutions de rechange les plus acceptables sur le plan écologique.»

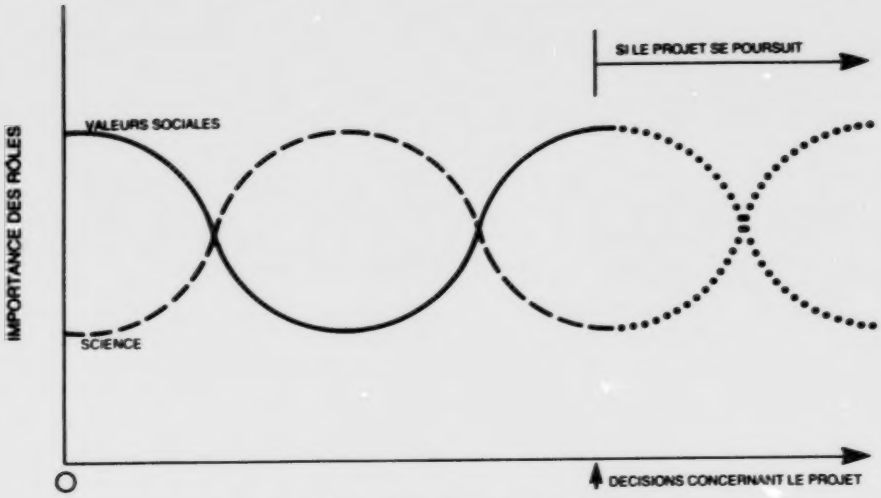


FIGURE 6-2 IMPORTANCE RELATIVE DES RÔLES DE LA SCIENCE ET DES VALEURS SOCIALES DANS LE PROCESSUS D'ÉVALUATION ENVIRONNEMENTALE.

RECONNAISSANCE DES EXIGENCES SCIENTIFIQUES

Les évaluations d'incidences environnementales ont été soumises à des critiques, dont celles de la communauté scientifique. Cependant, dans une grande mesure, le défi lancé par Carpenter (1976) a été relevé par les scientifiques, à savoir que ceux-ci se sont davantage engagés à déterminer leurs possibilités et leurs limitations dans le domaine de l'évaluation. Depuis un certain temps, les membres du milieu scientifique soulignent la nécessité de définir plus clairement la base scientifique des études. A cet égard, certaines publications générales mettent nettement en évidence les problèmes fondamentaux et, parfois, fournissent des conseils aux administrateurs des évaluations. Voici le résumé d'un certain nombre d'études détaillées à ce sujet.

En 1975, un groupe de travail composé de scientifiques américains et canadiens a été créé dans le but d'étudier l'aspect biologique des incidences environnementales (Sharma et al, 1976). La phrase suivante a été tirée de l'avant-propos du rapport de ce groupe de travail: «Ce type de groupe de travail sans précédent est à l'origine d'une nouvelle perspective en matière d'évaluation d'environnement qui profitera sans doute à tous les intéressés, qu'il s'agisse du gouvernement, de l'industrie ou du milieu universitaire». Les articles traitaient de divers sujets, dont les contraintes de temps et d'espace, la nécessité d'analyses statistiques valables, l'utilisation possible de la modélisation de simulation et les limites de l'état actuel des connaissances en écologie. L'un des auteurs canadiens a fait valoir le manque d'objectifs scientifiques réalistes, l'utilisation impropre des données et les difficultés de prévoir de façon précise les incidences environnementales (Efford, 1976).

Dans une excellente analyse de la base scientifique du NEPA (National Environmental Policy Act) aux Etats-Unis, Carpenter (1976) a fait le commentaire suivant:

> «Pour évaluer le potentiel et l'avenir de la Loi, il est actuellement essentiel que les personnes intéressées cessent de se préoccuper exclusivement du perfectionnement des procédures administratives sans tenir compte de l'état des connaissances scientifiques. Sinon, nous risquons de nous retrouver avec des règles d'application de cette politique nationale clé dont la forme sera très élégante mais qui seront si peu étayées par des faits et un raisonnement que l'objectif initial, soit donner aux valeurs écologiques leur juste place à l'étape de la prise de décision, ne sera pas respecté.»

Carpenter a résumé ensuite quelques-uns des principaux problèmes suscités sur les plans tant administratif que scientifique, notamment:

a) l'attitude irréaliste des législateurs et des administrateurs qui s'attendent à recevoir des renseignements complets, précis et vérifiés;

b) la croyance erronée que les principes écologiques efficaces pour les systèmes soumis à une gestion intense (par exemple, l'agriculture et la foresterie)

peuvent s'appliquer avec autant de succès aux écosystèmes naturels;

c) les directives pour lesquelles on s'est plus soucié de la forme que du fond;

d) la tendance à se préoccuper des incidences écologiques en tant que telles au lieu de chercher des solutions pour la restauration des écosystèmes perturbés;

e) la valeur des expériences et de la surveillance n'est pas reconnue.

En 1977, l'Institute of Ecology des Etats-Unis a publié les résultats d'une étude de deux ans destinée à combler «le fossé évident entre les hommes de science... et les responsables gouvernementaux chargés de l'élaboration des énoncés d'incidences» (Andrews et al, 1977). Outre l'analyse approfondie des contraintes générales imposées à l'évaluation et déterminées par d'autres chercheurs, les auteurs ont souligné la nécessité d'établir des hypothèses vérifiables, de déterminer des limites de temps et d'espace et d'adopter une approche plus rigoureuse sur le plan statistique pour les études de base et la surveillance, de manière à permettre la vérification des prévisions. En général, ils recommandent que les études d'évaluation soient axées davantage sur l'écologie et qu'elles tiennent compte, dans une plus grande mesure, du potentiel de récupération des écosystèmes perturbés.

Les résultats de deux études, l'une effectuée aux Etats-Unis par Fahey et l'autre au Canada par Ward en 1978, mettaient davantage en évidence la conception d'une base écologique relative aux analyses d'incidences dans le cadre d'une approche scientifique générale. Les deux auteurs ont examiné divers concepts et principes écologiques qui pourraient sans doute servir pour la conception des études d'évaluation, et ils ont fourni des exemples ou des études de cas pour illustrer les avantages de telles approches. Ils ont également présenté les avantages des expériences en laboratoire et sur les lieux ainsi que de la modélisation pour vérifier des concepts et faire des prévisions.

Dans un livre de grande renommée, Holling (1978) a élaboré le principe de l'évaluation et de la gestion adaptatives de l'environnement. Cette approche a été conçue en raison de la nature particulièrement dynamique des écosystèmes et du besoin d'inciter les personnes chargées de l'élaboration des politiques à collaborer à la conception des stratégies de gestion des ressources et d'évaluation d'incidences. La création d'un modèle de simulation au cours d'une série d'ateliers auxquels participent des scientifiques et des gestionnaires est utilisée comme moyen efficace de diffusion et d'acquisition des connaissances tout en étant une aide pour la planification des recherches et en offrant une possibilité de prévision. Holling a particulièrement insisté i) sur la grande variabilité naturelle de la majorité des phénomènes biologiques dans l'espace et le temps, ii) sur les phénomènes stochastiques et la nécessité de considérer l'analyse des risques et iii) sur l'inefficacité de l'approche descriptive utilisée si couramment dans les évaluations d'incidences à des fins de prévisions.

Le Comité scientifique chargé des problèmes de l'environnement (SCOPE) a publié une deuxième édition de son manuel d'évaluation des incidences environnementales (Munn, 1979) qui reprend en grande partie le message d'Holling (1978). Outre l'étude des procédures administratives et des diverses méthodologies existantes, le volume traite des problèmes d'ordre scientifique d'incertitude et de précision ainsi que de l'utilisation de la modélisation de simulation comme cadre de travail.

Sanders et al., (1980) ont fait un examen complet du rôle de l'écologie appliquée dans le processus d'évaluation. Ils ont analysé quatre domaines généraux, à savoir la surveillance sur les lieux, les études expérimentales des perturbations, les études en laboratoire et les méthodes analytiques. Une attention particulière a été accordée à la nécessité d'avoir recours à des statistiques sérieuses au cours de la préparation des études préliminaires et de surveillance. Les contraintes entraînées par la détermination des limites de temps et d'espace ont aussi été examinées.

Le procès verbal d'un symposium de l'Ecological Society of America (Anonyme, 1980) présentait divers rapports relatifs à l'aspect biologique des incidences environnementales. Cairns et Dickson (1980) ont analysé la vulnérabilité des écosystèmes aquatiques aux perturbations et leur potentiel de récupération. En outre, Hirsch (1980) a fourni une analyse approfondie de l'utilisation des études des conditions de base dans le processus d'évaluation, laquelle englobait des sujets tels que les conditions écologiques existantes, la prévision et la surveillance, les contraintes imposées par la variabilité naturelle du milieu et la difficulté de déterminer les relations de cause à effet.

L'une des études importantes les plus récentes au sujet du rôle de la science dans le processus d'évaluation a été faite par Rosenberg, Resh et leurs collaborateurs (1981). Ces derniers ont coté un certain nombre d'évaluations en fonction d'une série de caractéristiques idéales. Leur méthode leur a permis de constater que les scientifiques étaient en mesure de remédier aux imperfections suivantes: i) les objectifs imprécis, ii) la planification non appropriée des recherches, iii) l'attention insuffisante accordée à la prévision, iv) la rigueur statistique insuffisante et v) les rapports mal rédigés. Cette équipe a souligné que la surveillance du milieu devrait constituer une étape de toutes les évaluations dans le but de: vérifier les prévisions, réduire les impacts, fournir des informations valables pour d'autres évaluations de nature similaire. Ils ont également relevé les problèmes posés par l'accès aux documents traitant de l'évaluation en général, en ce compris les énoncés des incidences environnementales.

«La valeur scientifique des études d'incidences augmenterait considérablement si le gouvernement faisait des critiques constructives et controlait de la qualité.»

ÉVALUATION PAR DES PAIRS

Le processus d'examen des évaluations des incidences environnementales devrait être divisé en deux parties distinctes: i) une vérification de la qualité du travail accompli sur les plans scientifique et technique et ii) un examen

public de l'importance des incidences. On confond trop souvent les deux ce qui a pour résultat qu'aucun des deux n'est bien fait.

Bien que ce genre de vérification scientifique ne semble pas faire régulièrement partie de l'évaluation des incidences environnementales, la majorité des participants aux ateliers préconisaient qu'on adopte cette pratique le plus souvent possible. Dans le cadre de l'évaluation des incidences, l'affaire se résume à deux questions essentielles: (i) Quelles normes scientifiques doit-on appliquer aux études étayant une évaluation? et (ii) De quelle façon ces normes devraient-elles être établies et appliquées et à quel moment?

Des normes appropriées

Certains ont émis l'opinion que les normes scientifiques imposées pour la recherche de base sont trop rigoureuses en ce qui concerne les études écologiques faites dans le cadre d'évaluations des incidences environnementales. De plus, on estime que les pressions politiques et temporelles nous empêchent d'adopter une approche plus rigoureuse sur le plan scientifique pour les études d'évaluation. D'un autre côté, nombre de scientifiques sont convaincus que les études jugées inacceptables lors des évaluations par des pairs, ne constituent pas une base valable pour l'évaluation des incidences. Les chercheurs sont mis en garde contre l'abandon radical de méthodes scientifiques acceptables, dans le but de tenir compte des contraintes extérieures relatives à une évaluation d'incidences. En raison des discussions et des désaccords que la question des normes ne cesse de soulever, il est évident que, dès le début d'une étude d'évaluation, tous les intéressés, spécialement les évaluateurs, les promoteurs et les experts-conseils, doivent se mettre d'accord sur les normes scientifiques à appliquer lors de l'étude en question. Le présent rapport peut servir de base à l'élaboration de ces normes pour l'ensemble des évaluations d'incidences. D'autres normes et exigences scientifiques pourront être établies, si nécessaire, dans le cas d'évaluations particulières.

Chronologie de l'examen technique

En ce qui a trait à l'examen technique, il est essentiel d'élaborer une approche qui permettra de s'assurer que les normes scientifiques sont appliquées *au bon moment* lors des évaluations écologiques. Il est possible que le processus officiel d'évaluation par des pairs, comme c'est le cas pour les publications revues par un comité de lecture, soit trop lent et trop tardif pour être la meilleure approche pour les études d'incidences. Cela ne veut pas dire que cette méthode ne puisse être utilisée avec succès. Un numéro récent de la revue *Arctic* fut entièrement consacré aux résultats de l'étude du milieu marin de l'est de l'Arctique (Eastern Arctic Marine Environmental Studies), programme réalisé en collaboration par l'industrie et le gouvernement et dont les objectifs sont, en partie, de fournir des données destinées aux évaluations environnementales en général. Comme l'affirment Sutterlin et Snow (1982):

> « . . . cette publication est une preuve de ce que les données relatives aux conditions de base, qui ont fait l'objet d'une collecte rigoureuse et d'une analyse experte dans le cadre d'évaluations environnementales, peuvent franchir l'étape de l'examen serré des comités de lecture des revues spécialisées. Elle constitue peut-être également une garantie contre les affirmations selon lesquelles les études d'incidences sont quelque peu superficielles et moins rigoureuses que d'autres travaux scientifiques. »

Les participants aux ateliers se sont montrés grandement en faveur d'un examen technique au début et à la fin du processus. Cela nécessiterait un examen officiel des plans détaillés d'étude et d'évaluation établis par les responsables (c'est-à-dire les promoteurs et les experts-conseils) *avant* que des travaux importants soient entrepris sur les lieux. L'examen technique reprendrait lorsque le rapport d'évaluation principal serait terminé; il porterait sur l'interprétation et la présentation des résultats. L'évaluation par des pairs dès le stade de la conception contribuerait à assurer une certaine rigueur scientifique aux études d'incidences. Autrement, les promoteurs et les experts-conseils continueront de courir le risque d'avoir à refaire les études si les examinateurs ne sont pas satisfaits de la conception ou des résultats.

> *«Les évaluations des incidences environnementales devraient être soumises à une évaluation approfondie faite par des pairs.»*

> *«Il y a un certain temps, nous avons créé un comité consultatif composé de scientifiques retraités du gouvernement et des universités ainsi que de scientifiques supérieurs de notre société. Ce comité est chargé de donner des conseils au sujet de la manière de procéder aux évaluations d'incidences et au sujet de l'application des principes écologiques.»*

> *«Nous devons réunir nos spécialistes les plus chevronnés en vue de faire une évaluation par des pairs des approches, des méthodes et des plans d'étude.»*

7 — IMPORTANCE DES INCIDENCES ENVIRONNEMENTALES

La détermination de l'importance des perturbations causées par l'homme au milieu naturel constitue essentiellement le but final de l'évaluation des incidences environnementales. Que nous l'abordions du point de vue technique, conceptuel ou philosophique, l'évaluation des incidences fait appel, à un moment donné, à un jugement concernant l'importance des répercussions prévues.

Bien qu'il existe une myriade d'interprétations de l'importance des incidences, les points de vue qu'elles représentent sont aussi valables les uns que les autres et ne sont pas nécessairement incompatibles. Au cours de la présente étude, il est devenu évident qu'un plan *opérationnel* précis devait être fourni aux personnes chargées des évaluations des incidences en vue d'orienter leurs études en fonction de l'importance des répercussions. Dans le présent chapitre on expose et analyse ce genre de plan.

Aux Etats-Unis, l'évaluation de l'importance des incidences détermine s'il y a lieu d'élaborer un énoncé formel, conforme aux exigences du National Environmental Policy Act (NEPA) de 1970 (Andrews et al, 1977). Par contre, une analyse plus approfondie de cette notion a été faite dans les ateliers où les participants ont été priés de donner, à titre de scientifiques, une définition de l'importance des incidences environnementales. Les quatre concepts de base présentés sont traités ci-après.

INTERPRÉTATION STATISTIQUE

L'interprétation statistique du degré d'importance des incidences s'effectue selon une approche relativement objective basée sur la distinction entre les perturbations causées par l'homme (incidences) et les variations naturelles du milieu. Cette notion de degré d'importance est d'ailleurs bien documentée (Sharma, 1976; Zar, 1976; Buffington et al, 1980) et Christensen et ses collaborateurs (1976) donnent une interprétation conceptuelle et mathématique de l'importance des incidences.

Les différences constatées entre les variations des variables avant et après la réalisation d'un projet constituent la base de l'interprétation statistique. Cette dernière est donc fondée sur la mesure des changements, qui est essentielle sur le plan opérationnel. La démarche statistique comporte la détection des écarts par rapport aux conditions de base, d'où la nécessité de connaitre ces conditions de base. Finalement, l'interprétation statistique appropriée exigerait l'utilisation de méthodes statistiques acceptables destinées à analyser les écarts par rapport à la variabilité normale.

Au cours des ateliers, bon nombre de participants ont insisté sur l'importance qu'il y a de déterminer les *tendances* environnementales que l'on suppose découler du projet plutôt que les variations précises de courte durée qui dépassent les limites définies antérieurement. Il a également été mentionné qu'il est souvent nécessaire d'évaluer les incidences provenant d'une source ponctuelle en fonction d'autres paramètres dont les tendances sont déjà différentes comme, par exemple, dans le cas de la variation généralisée du pH des lacs provoquée par les pluies acides. Christensen et al (1976) ont également présenté un exemple où le sens positif des tendances de base de la pollution (p. ex. le déclin de la pollution) rendrait confuse la mesure d'incidences déterminées. Comme l'a démontré Eberhardt (1976) cette variation constante des systèmes naturels, qui se manifeste indépendamment des activités humaines, est d'un intérêt particulier dans le contexte de la vérification statistique des évaluations des incidences environnementales.

Les participants aux ateliers n'ont pas tardé à se rendre compte que l'interprétation purement statistique de l'importance des incidences environnementales comportait certaines limitations importantes. Comme cette approche ne comporte aucune restriction de temps ni d'espace, les participants ont fait valoir la nécessité de déterminer des limites temporelles et spatiales. Dans le contexte du degré d'importance des incidences, il ne s'agit pas de savoir quelle base a servi pour l'établissement des limites mais de s'assurer de ce que celles-ci ont été déterminées de façon rationnelle dès l'étape initiale de l'évaluation des incidences.

L'interprétation statistique de l'importance des incidences fait abstraction des considérations sociales des évaluations environnementales, particulièrement à l'étape du processus global de planification et de prise de décision. Autrement dit, la notion de délimitation statistique des incidences causées par le projet ne comporte aucune détermination de priorité d'impacts.

«Les perturbations d'origine humaine qui dépassent les limites observées des variations naturelles ou qui augmentent la fréquence des variations sont d'une importance notable.»

«Toute perturbation qui peut être constatée est grave.»

«L'interprétation statistique de l'importance des incidences constitue, en fait, le seul moyen d'évaluer les perturbations, sur le plan quantitatif, au cours des études environnementales.»

PRÉOCCUPATIONS D'ORDRE ÉCOLOGIQUE

L'interprétation écologique du degré d'importance des incidences soulève sans doute le plus de conflits. Il n'y eut

pas d'assentiment général à une définition de l'importance d'un impact environnemental considéré purement sous l'angle écologique. Les définitions proposées allaient de préoccupations particulières telles que la destruction d'aires de reproduction vulnérables, la disparition locale d'espèces et la réduction de la productivité primaire, jusqu'à des préoccupations plus générales telles que la perturbation de l'équilibre des écosystèmes, les incidences qui dépassent la capacité de tolérance du milieu et la réduction de la capacité d'assimilation de ce dernier. Dans la plupart des cas, ces définitions comportent des jugements de valeur, imposent l'élaboration de normes non biologiques pour déterminer le degré d'importance des incidences ou sont fondées sur des considérations relatives à l'offre et à la demande.

Toutefois, il semble exister certains principes fondamentaux dont il faut tenir compte au cours de la détermination du degré d'importance écologique. Tout d'abord, on peut prétendre que les écosystèmes n'ont aucune valeur intrinsèque, que leur seule valeur est fonction des utilisations ou des besoins de l'homme. Il faut reconnaître que ce point de vue est peut être trop restrictif. Cependant, les règles de conduites relatives à la conservation, telles qu'exprimées par le public en général lors des évaluation d'incidences environnementales, peuvent souvent être attribuées au souci qu'il a de la continuation du bien être ou de la survie des personnes.

Le deuxième grand principe associe l'importance écologique des incidences à la destruction irréparable d'éléments des écosystèmes dans des limites temporelles et spatiales précises. Mentionnons, par exemple, par ordre d'importance biologique croissant, la disparition d'une population, la réduction de la variabilité génétique (patrimoine héréditaire) des espèces ou la disparition d'une espèce. Comme l'ont signalé Cooper et Zedler (1980), la destruction d'une population peut entraîner la perte d'un bagage génétique essentiel à la survie de l'espèce, ou de grande valeur sur le plan de la reproduction et de l'évolution de la faune ou de la flore. Des limites temporelles et spatiales doivent être imposées, afin de faire la distinction entre les pertes causées par l'homme, et celles qui sont dues aux processus évolutifs normaux. Ce principe englobe la notion de protection de la nature qui, sur le plan philosophique, peut être incompatible avec le principe selon lequel les écosystèmes n'ont aucune valeur intrinsèque.

Contrairement à la perte irréparable d'un patrimoine génétique ou d'une espèce, l'importance de la «perte» d'une population particulière doit être évaluée selon certaines limites temporelles. Toutefois, ces limites temporelles (période de rétablissement) font rarement l'objet d'études approfondies pendant les évaluations des incidences environnementales. Les ouvrages à ce sujet constatent la limitation de nos connaissances des mécanismes d'adaptation des populations perturbées, même dans le cas d'espèces de poissons commerciales qui, depuis bon nombre d'années, ont été soumises à des études et à une gestion intenses (Buffington et al, 1980). En fait, l'attention particulière accordée aux populations au cours des évaluations des incidences résulte sans doute du fait que les biologistes établissent une relation entre les notions de dynamique des populations et de rendement soutenu maximal en matière de gestion des poissons et de la faune (Sharma, 1976). Par contre, il s'agit peut être d'une conséquence de la sensibilisation et de l'intérêt accrus du public concernant certaines espèces, soit les «espèces représentatives et importantes» (Christensen et al, 1976).

La disparition d'une population ou d'une espèce peut être à l'origine d'un changement structurel irréversible dans un écosystème; mais, comme l'a signalé Buffington et al (1980), «nous ne savons combien d'espèces peuvent être éliminées et, par conséquent, dans quelle mesure les fonctions des espèces disparues peuvent être reprises par d'autres au sein de la communauté sans que celle-ci risque de s'effondrer». Un certain nombre de participants aux ateliers ont proposé cette idée de l'intégrité fonctionnelle d'un écosystème comme une autre interprétation de l'importance écologique des incidences. Toutefois, étant donné que la notion de fonction s'applique fréquemment aux niveaux d'organisation les plus complexes de la communauté et de l'écosystème, l'interprétation de l'importance des incidences en fonction des modifications de fonctionnement de l'écosystème a souvent été fondée sur des généralités telles que la perturbation de la chaine trophique, la simplification de systèmes complexes ou la modification de la capacité d'assimilation.

Dans l'ensemble, les participants se sont déclarés d'accord au sujet du concept selon lequel les incidences qui entraînent des réductions irréversibles de la production primaire (c'est-à-dire de la concentration d'énergie par la production de substances organiques) devraient être considérées comme potentiellement importantes, étant donné qu'il s'agit de phénomènes qui perturbent l'un des principaux systèmes vitaux des espèces des maillons supérieurs de la chaine trophique. Certains documents concernant l'importance biologique des incidences (par exemple, Longley, 1979) mettent également en évidence l'importance accordée à la réduction de la production primaire. Malheureusement, ni les ouvrages à ce sujet ni les participants aux ateliers n'ont précisé dans quelle mesure cette définition doit être appliquée; faut-il, par exemple, considérer toute réduction de la productivité primaire comme importante? De toute évidence, dans les systèmes maritimes et aquatiques, la production primaire est liée à la prolifération phytoplanctonique qui est naturellement si variable que seules des perturbations marquées causées par l'homme peuvent être décelées (Anonyme, 1975). Il semble cependant évident qu'il faut lutter contre la réduction progressive de la production primaire, en raison surtout des risques qu'elle peut présenter pour le fonctionnement des écosystèmes aquatiques.

«Toutes les incidences qui peuvent nuire à la reproduction d'une espèce utile est grave.»

«D'après moi, le fait de reconnaître, au départ, que toute réduction de la productivité primaire constitue une incidence négative significative, renforce singulièrement votre cause.»

«Pour ma part, les incidences négatives significatives sont celles qui entraînent la destruction irréversible d'un

écosystème ou détruisent la capacité d'autorégénération de celui-ci.»

«Dans l'interprétation de l'importance des incidences, il faut tenir compte de trois facteurs relatifs à la capacité d'évolution. Le premier concerne la survie immédiate de la population. Le deuxième, le dynamisme et l'adaptation évolutive d'une population dans un milieu en évolution, c'est-à-dire la capacité d'adaptation innée des populations. Le troisième, c'est la création constante de nouvelles possibilités évolutives.»

IMPORTANCE SOCIALE

Toute interprétation de l'importance des incidences environnementales doit reconnaître que l'évaluation des incidences écologiques est essentiellement une notion anthropocentrique. Le processus d'évaluation étudie les répercussions des activités humaines et fait finalement appel aux valeurs de la société pour déterminer l'importance des perturbations. Ces jugements de valeur, souvent basés sur des critères sociaux et économiques, reflètent la dimension politique de l'évaluation dans laquelle le degré d'importance des incidences est traduit de manière à correspondre aux normes et aux aspirations de la collectivité. Certains auteurs (Andrews, 1973; et Buffington et al, 1980) ont préféré établir une distinction entre la notion d'importance des incidences et les valeurs de la société, tandis que d'autres tels Longley (1979) et Cooper et Zedler (1980) ont assimilé les deux. Selon Longley (1979), l'interprétation de l'importance des incidences associe les estimations de la portée des incidences déterminées par les analystes et les politiques environnementales.

Sur ce plan, les conséquences écologiques d'un projet proposé sont habituellement évaluées d'après les répercussions sur les ressources physiques et biotiques chères à l'homme du point de vue commercial, récréatif ou esthétique. Du point de vue des écologistes, des changements plus profonds de la structure et des fonctions intrinsèques des systèmes naturels peuvent être en cause, mais le public interprétera vraisemblablement l'importance des incidences en fonction du rôle des ressources perturbées. En fait, les écologistes chargés des évaluations des incidences doivent fréquemment élargir leur interprétation au-delà de l'intérêt professionnel et accorder une attention particulière aux préoccupations sociales.

Les participants aux ateliers ont tiré certaines conclusions au sujet des priorités sociales en matière d'environnement et de leur influence sur le processus d'évaluation des incidences. Ces conclusions peuvent se résumer comme suit:

a) Sur le plan environnemental, le public est avant tout préoccupé de la santé et de la sécurité de l'homme. Tous les autres facteurs deviennent secondaires lorsque la santé publique est menacée par un projet quelconque.

b) Le public est particulièrement préoccupé par les pertes éventuelles d'espèces commerciales d'un intérêt particulier ou la réduction de la production d'espèces commercialisées. Cette préoccupation s'applique également à l'augmentation du nombre d'espèces indésirables.

c) Il faut s'attendre à ce que la société accorde une importance prioritaire aux espèces d'intérêt majeur sur le plan des loisirs et de l'esthétique, même si elles n'ont aucune valeur commerciale notable.

d) Les groupes de protection de la nature obtiennent généralement l'appui de l'opinion publique pour la protection des espèces rares ou menacées en arguant des responsabilités particulières de préservation que l'homme a en ce domaine.

e) Parallèlement à son intérêt pour les espèces utiles directement menacées, on peut s'attendre à ce que le public soit également préoccupé par la destruction d'habitats (même s'ils ne sont pas entièrement utilisés pour le moment) parce qu'une telle perte peut mettre en danger la productivité future du milieu.

f) Toutes les préoccupations énumérées dans les paragraphes précédents seront davantage marquées si le public constate un déséquilibre entre l'offre et la demande des espèces ou des habitats, à l'échelle locale, régionale ou nationale.

Bien que certains participants aux ateliers aient jugé que le concept anthropocentrique risquait de compromettre leur rôle de spécialistes dans l'évaluation des incidences environnementales, la majorité d'entre eux ont reconnu que l'importance des incidences devait finalement être mesurée en fonction des valeurs sociales. Sur le plan de l'évaluation environnementale, toute interprétation systématique de l'importance des incidences doit tenir compte de ces jugements de valeur.

«A l'étape de la prise de décision dans le processus d'évaluation des incidences environnementales, il importe avant tout de considérer l'importance socio-économique des incidences importantes. La détermination de l'importance des répercussions est, en fait, une question socio-économique et ne peut en aucune façon être limitée à l'évaluation des effets biologiquement importants.»

«Le degré d'importance des perturbations environnementales doit être mesuré d'après les valeurs sociales.»

CONSÉQUENCES POUR LE PROJET

Comme il a été mis en évidence au cours des ateliers et dans les ouvrages à ce sujet (Christensen et al, 1976), les incidences environnementales, quelque soit leur ampleur, peuvent être considérées comme négligeables s'il elles ne sont pas prises en considération lors des prises de décisions dans le cadre du projet. Cette notion résulte du fait que l'un des principaux objectifs de l'évaluation des incidences environnementales est de fournir des informations écologiques pertinentes qui seront prises en considération pour la planification des projets. Selon nous, cette interpré-

tation de l'importance des incidences dans le cadre du projet constitue le «fondement» de l'évaluation environnementale. En fait, cette approche englobe les trois types d'analyse pertinents (statistique, écologique et sociale) et assure un enchaînement logique au cours de l'évaluation. Autrement dit, une incidence peut être jugée importante à l'étape de la prise de décision s'il s'agit d'une modification statistiquement significative d'une ressource environnementale hautement valorisée, directement ou indirectement attribuable (compte tenu des liens écologiques) à la réalisation du projet en cause.

«Au cours de l'évaluation des incidences environnementales, les seuls changements d'importance notable sont les modifications biologiques qui influent sur le processus de prise de décision, sur le plan de la conception, de l'exploitation, des délais, de l'emplacement et des autres éléments du projet.»

«L'une des étapes initiales de l'interprétation du degré d'importance des incidences consiste à repérer une perturbation, habituellement physique, qui nuira gravement à la viabilité du projet.»

«Toute incidence dont l'évaluation entraîne la modification du projet est importante.»

DIRECTIVES CONCRÈTES

A présent le lecteur a une vue d'ensemble de ce qui, selon nous, constitue une incidence environnementale importante. La définition qui suit est basée sur le fait que l'évaluation des incidences environnementales doit (i) contribuer à la prise de décisions avisées, (ii) qu'une interprétation systématique de l'importance des incidences est essentielle à l'orientation de toutes les étapes du processus, particulièrement au niveau de la planification et de la réalisation des études d'évaluation.

> Dans des limites temporelles et spatiales précises, une incidence importante est un changement prévu ou mesuré d'un élément environnemental, dont il faudrait tenir compte dans les décisions relatives au projet, compte tenu de la validité et de la précision des prévisions et de l'importance du changement mesuré.

Les personnes chargées des évaluations des incidences qui adoptent cette définition comme principe de base de l'interprétation de l'importance des incidences doivent se soumettre à un certain nombre d'exigences. Les paragraphes qui suivent résument ces exigences et illustrent comment celles-ci peuvent améliorer l'efficacité de l'évaluation des incidences.

Limites temporelles et spatiales

Dans la définition on souligne d'abord la nécessité d'établir des limites temporelles et spatiales pour interpréter l'importance d'une incidence. Dans d'autres sections du rapport on donne des exemples des divers critères dont il faut tenir compte pour définir ces limites; l'important est de fixer ces limites de façon nette et rationnelle dès le début du processus d'évaluation. Bien que ces limites servent à d'autres fins telles que, par exemple, la détermination de l'emplacement précis de la région à l'étude et la durée probable des incidences, leur objet principal est de préciser dans quel contexte l'importance des incidences peut être évaluée.

Changements prévus ou mesurés

Au cours du processus d'évaluation, il existe théoriquement deux étapes principales de prise de décision concernant le projet. La première étape comporte des décisions au sujet de l'approbation du projet et des conditions de cette approbation, et ces décisions sont fondées sur les *prévisions* des perturbations. Lors de la deuxième étape, (étape de la révision après le début de réalisation du projet) une certaine souplesse dans la conception et la réalisation du projet peut être envisagée, et les décisions prises à ce moment seront basées normalement sur des *mesures réelles* des perturbations. Dans de nombreux cas, les décisions portent sur la modification de l'exploitation en vue d'améliorer des mesures de contrôle de la pollution, ou sur des modifications de conception en vue de réduire des effets préjudicables.

Par conséquent, s'il adopte ce concept pour l'importance des incidences, le praticien de l'évaluation peut considérer qu'une incidence est importante au moment même de la prévision ou lorsque l'incidence est repérée, après le début de la réalisation du projet. Dans certains cas, l'importance de l'incidence n'est constatée qu'au cours de l'exploitation pour diverses raisons, notamment:

a) la prévision était erronée et l'incidence est en réalité plus marquée;

b) aucune prévision n'avait été faite parce qu'en principe aucun élément du milieu ne devait être perturbé par le projet;

c) dans les conditions qui prévalaient, les modifications écologiques étaient imprévisibles et le projet a été étudié dans un sens expérimental, pour voir si des perturbations se produiraient.

Considérations au sujet des décisions relatives au projet

Toute donnée recueillie, ou toute précision qui n'a que peu de rapport avec le processus de décision, n'a pas d'importance pour l'évaluation des incidences environnementales du projet. Selon notre conception de l'importance des incidences, l'évaluateur devrait concentrer ses efforts et ses ressources d'évaluation sur les éléments environnementaux qui risquent d'influer sur la planification du projet et de soulever des controverses au sein du public.

Ceci ne veut pas dire que le milieu scientifique ne doit pas ajouter ses préoccupations professionnelles au débat public; on pourrait même avancer que les scientifiques ont le devoir de le faire. Comme bon nombre de participants

aux ateliers l'ont souligné, les scientifiques ont des connaissances et des compétences particulières qui peuvent leur permettre de prévoir des incidences significatives pour la société qui ne seraient peut-être pas décelées par le grand public.

Sur le plan scientifique, il peut être plus pratique d'avoir recours à des paramètres similaires ou à l'extrapolation pour étudier les variables d'un intérêt particulier. Cependant, les personnes chargées de la conception des études d'évaluation doivent constamment avoir à l'esprit que les décideurs de projets accorderont la plus grande attention aux prévisions et aux recommandations des énoncés d'évaluation si elles font apparaître des modifications dans des composantes valorisées de l'écosystème.

Prévisibilité et portée des incidences

Le sérieux des prévisions est d'une importance capitale dans la détermination de l'importance des incidences. A notre avis, l'importance des incidences quantitativement prévues devrait notamment être jugée en fonction du sérieux et de la probabilité des prévisions.Lorsque seules des prévisions générales et quantitatives peuvent être faites, les décideurs peuvent considérer que les incidences prévues sont importantes jusqu'à ce que des données plus fiables viennent prouver le contraire (Andrews et al, 1977).

Notre définition contient une évidence: la portée et l'importance des incidences sont en corrélation. Plusieurs considérations entrent en ligne de compte pour évaluer le degré d'importance d'une incidence. Par exemple:

a) De nombreuses variables environnementales ont des limites «d'équilibre» de variabilité naturelles au-delà desquelles leur comportement en fonction du temps risque d'être très différent ou imprévisible (Holling et Goldberg, 1971; Holling, 1973). Dans ces cas, les variables que l'on prévoit sortir des limites de leur comportement normal peuvent être considérées comme des incidences importantes, alors que des petites modifications dans le cadre des limites peuvent être tenues pour négligeables. Cette approche n'est applicable que dans la mesure où nos connaissances des limites d'équilibre sont basées sur des preuves empiriques.

b) Certaines variables importantes risquent d'être gravement perturbées par de petites variations d'autres variables. Par exemple, une petite réduction des concentrations d'oxygène dissous dans un lac peut être à l'origine de la destruction de la population de truites du lac.

c) La notion de normes établies (Andrews et al, 1977) joue un rôle direct dans la détermination de l'importance des impacts en fonction de la dimension de ces derniers. Parmi les normes établies, mentionnons les normes de qualité de l'air et de l'eau, les plans d'utilisation des terres ou les normes environnementales déterminées par règlement. Si selon les prévisions ou les mesures, une certaine variable est perturbée au-delà des normes établies, l'incidence sera probablement jugée importante.

d) Les réserves ou l'abondance de la ressource perturbée peuvent constituer un facteur essentiel de l'interprétation de l'importance d'une incidence. En bref, si dans un contexte local, régional, national ou global, dépendant des exigences de l'analyse et des limites établies, la quantité d'un élément environnemental détruite est importante, l'impact peut être considéré comme important et vice versa (Cooper et Zedler, 1980). Il est clair que dans ce concept les limites doivent être déterminées tôt sans quoi les résultats de l'analyse peuvent être manipulés dans le sens désiré en adaptant les limites aux désirs.

e) L'approche de Sharman (1976) basée sur le contingentement des ressources, c'est-à-dire la répartition de la production maximale soutenue des populations de poissons entre les utilisateurs concurrents, peut parfois être pertinente. Dans de tels cas, on considère que les incidences sont importantes si le taux de destruction des ressources dépasse le contingent prévu pour compenser les incidences.

RÉSUMÉ

L'analyse systématique du degré d'importance accordé aux incidences environnementales est essentielle sur deux plans. D'une part, dans les études d'évaluation, l'expression «incidences importante» est utilisée sans aucune précision, alors que, dans de nombreux contextes, il faudrait en préciser clairement le sens. Dans l'analyse qui précède on a tenté d'énumérer les divers éléments qui entrent dans la notion des «incidences importantes».

D'autre part, les divers participants au processus de l'évaluation environnementale, particulièrement les personnes chargées de la conception, de la réalisation et de l'évaluation des études, ont besoin d'orientation en diverses matières telles que les approches conceptuelles, les objectifs réalisables, les contraintes scientifiques et les aspirations de la société. Le présent chapitre a démontré comment une interprétation rigoureuse du degré d'importance des impacts peut fournir un début d'orientation.

8 — QUELQUES CONSIDÉRATIONS ESSENTIELLES

LIMITES ET CONTRAINTES

«Les particularités des résultats ou des prévisions dépendent des limites choisies.»

«Si le choix des limites est judicieux, nous avons une meilleure chance de traiter de la question dans une perspective appropriée.»

«Selon moi, la détermination des limites s'effectue en fonction des questions posées.»

«Avant d'aborder un problème, il est nécessaire de fixer des limites conceptuelles ou physiques qui imposent certaines restrictions. Par conséquent, les résultats de l'étude dépendent des limites établies.»

Le traité concernant la gestion des ressources et l'évaluation d'incidences de Holling (1978) signale que la première des trois questions principales auxquelles doivent répondre les personnes mêlées à ces activités concerne la définition des limites, à savoir: «De quelle manière pouvons-nous déterminer les limites du problème de façon à ce qu'il soit traitable?» Qu'elles soient explicites ou implicites, ce sont les limites imposées de temps et d'espace qui établissent la portée et l'envergure des études nécessaires et, par conséquent, fixent, dans une grande mesure, les limites d'interprétation, d'extrapolation et de prévision.

Le rôle capital des limites temporelles et spatiales dans les évaluations environnementales a été en général reconnu par de nombreux auteurs (Fahey, 1978; Dooley, 1979; Cooper, 1980; DeAngelis, 1980; Fritz et al, 1980; Hilborn et al, 1980; et Peterman, 1980) et a fait l'objet d'une étude approfondie par d'autres (Christensen et al, 1976 et Sanders et Suter, 1980). Ce sujet a également été traité de façon détaillée au cours des ateliers, ce qui révèle qu'il s'agit d'un domaine de préoccupation notable. La majorité des participants étaient convaincus de ce que la détermination des limites spatiales et temporelles est une étape initiale essentielle du processus d'évaluation, bien qu'il ait été évident que ces limites sont plus fréquemment sous-entendues qu'énoncées formellement.

Comme le révèlent clairement les ouvrages pertinents et les débats lors des ateliers, il existe habituellement plus d'une série de limites relatives à l'évaluation d'incidences. Les divers problèmes secondaires relevés dans l'ensemble d'un projet d'évaluation sont délimités en fonction de différents critères et, par conséquent, les limites de temps et d'espace ne seront pas communes à tous les problèmes secondaires.

Comme de nombreux autres aspects de l'évaluation environnementale, la détermination des limites constitue un compromis entre (i) les contraintes imposées par les réalités politiques/sociales/économiques (limites administratives), (ii) les portées temporelle et spatiale du projet (limites du projet), (iii) le temps et l'espace nécessaires au déroulement des phénomènes naturels (limites écologiques), et (iv) les possibilités restreintes de prévision ou de mesure des modifications écologiques (limites techniques) (Fig. 8-1). Il est essentiel de faire la distinction entre ces catégories de limites étant donné que certaines sont contrôlables par les chercheurs et d'autres sont relativement stables en raison, par exemple, de l'état actuel des connaissances dans les branches pertinentes de la science et de la technologie.

Limites administratives

Le processus d'évaluation des incidences environnementales lui-même comporte des limites qui ne sont pas de nature scientifique, mais qui risquent de réduire de façon importante la possibilité d'aborder plus scientifiquement les études d'incidences. Ces contraintes politiques, administratives et économiques sont le premier niveau des limites de l'étude à prendre en considération pour l'évaluation des incidences.

Les limites spatiales peuvent être imposées par des limites administratives, (par ex. politiques) ou des limitations du personnel ou des fonds alloués pour les études d'incidences. Ces derniers facteurs peuvent également influer sur les délais d'exécution. C'est une évidence que, dans les évaluations environnementales, les délais sont toujours insuffisants pour faire les études nécessaires d'une façon suffisamment détaillée. En raison de la structure et des fonctions complexes des systèmes naturels, il faudrait investir un temps et des fonds inestimables pour acquérir des connaissances complètes en ce domaine. Les responsables des évaluations environnementales disposent de trois moyens pour assouplir ces contraintes de temps, soit:

a) allonger la période d'étude en commençant l'évaluation environnementale dès la planification du projet;

b) assurer un emploi plus efficace du temps disponible en accordant une attention particulière à la conception de l'étude; et

c) poursuivre les études après la mise en oeuvre du projet, afin d'assurer une continuité dans la moisson d'informations.

Il va sans dire que toutes les personnes qui participent aux évaluations environnementales doivent s'efforcer de réduire les contraintes imposées par ces limites administratives de temps et d'espace. En outre, dans toutes les évaluations environnementales, les limites non scientifiques doivent être déterminées de façon explicite dès le début et acceptées par tous les intéressés.

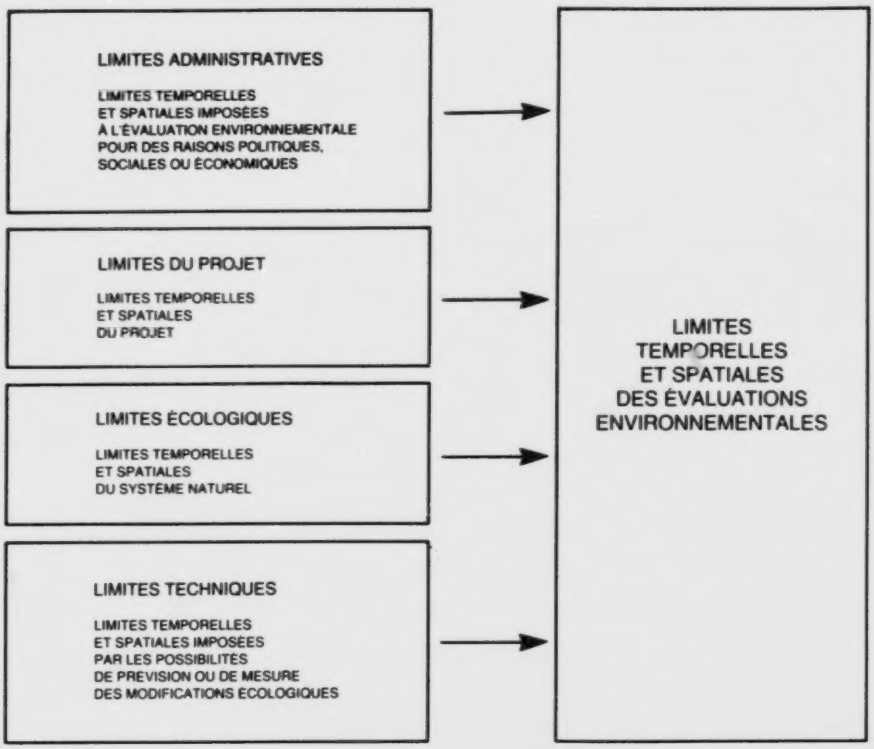


FIGURE 8-1 LIMITES DE TEMPS ET D'ESPACE DES ÉVALUATIONS D'IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX

Limites des projets

Habituellement il est facile de déterminer les champs temporels et spatiaux des activités et leurs limites sont généralement précisées dans la description des projets. Bien que la détermination des limites spatiales des projets constitue parfois un processus complexe, elle s'effectue généralement avec plus de précision que celle des limites temporelles. Certains projets sont pratiquement permanents (par exemple, les installations industrielles ou les voies de transport) tandis que d'autres ont une durée indéterminée (par exemple, la prospection pétrolière au large des côtes ou les programmes de lutte contre les parasites). Dans tous les cas, comme on le verra dans les paragraphes suivants, ces limites sont invariablement modifiées pour tenir compte d'autres facteurs.

«Les pétroliers peuvent emprunter environ sept trajets différents. Dans le cadre de l'évaluation environnementale, tenez-vous compte de l'ensemble du milieu physique qui risque d'être perturbé le long de tous les trajets des pétroliers?»

«Les limites temporelles des évaluations environnementales sont souvent déterminées par le promoteur en raison du «besoin urgent» d'exploiter une ressource!»

Limites des systèmes naturels

Sur de nombreux plans, les limites écologiques sont les plus difficiles à établir. La détermination des limites physiques du milieu par l'examen des mécanismes de transport physique, des lieux d'accumulation de matières et des surfaces de séparation entre deux états distincts de milieux physiques, est relativement aisée lorsque ces caractéristiques sont évidentes comme dans le cas des cours d'eau, des lacs ou des lignes de partage des eaux clairement apparentes. Par contre, déterminer des limites physiques de systèmes sans bornes évidentes, tels que l'océan ou l'atmosphère, requiert souvent beaucoup plus de perspicacité de la part de l'équipe chargée de l'évaluation.

Bien qu'il ne soit pas accepté par tous, le principe selon lequel les limites physiques doivent être fixées avant les limites biologiques a été signalé lors de nombreux ateliers. Cette attention initiale accordée aux caractéristiques et processus physiques d'un système pour l'établissement des limites spatiales reflète l'avis général des participants aux ateliers, à savoir que les incidences écologiques doivent être repérées d'après les liens écologiques entre les modifications de la structure physique ou des fonctions, et les perturbations biotiques qui en résultent.

Sur le plan écologique, les limites temporelles peuvent être choisies en se basant sur diverses caractéristiques temporelles des systèmes naturels. Parmi les facteurs dont il faut tenir compte, mentionnons i) l'intensité, la périodicité et les tendances des variations naturelles des variables considérées, ii) le temps qu'il faut pour que les modifications écologiques influent de façon évidente sur le biote et iii) la période nécessaire pour un système, ou un sous-système, perturbé de se rétablir dans l'état qui était le sien avant l'impact.

Etant donné l'influence prépondérante qu'elles peuvent exercer sur la nature des études d'incidences et l'interprétation des résultats, les limites écologiques de temps et d'espace font l'objet d'une analyse plus détaillée un peu plus loin. Bien que ces limites soient sans doute prioritaires pour les écologistes, les évaluations environnementales semblent rarement en tenir compte.

«Il est nécessaire de déterminer les limites physiques avant même de commencer à songer aux facteurs biologiques. Les limites physiques permettent de cerner les facteurs biologiques d'un intérêt particulier.»

«Il existe de nombreux facteurs extrinsèques qui entraînent l'élargissement des limites spatiales au-delà des limites physiques recommandées.»

«Les limites temporelles peuvent se définir comme les limites futures et antérieures des connaissances actuelles ou éventuelles.»

«Les limites temporelles des prévisions devraient englober au moins une génération des espèces perturbées.»

Limites techniques

La figure 8-2 illustre de manière concise le rôle primordial joué par les limites temporelles et spatiales dans la prévision des incidences environnementales. D'après cette figure, dans des limites spatiales déterminées, la prévision des modifications à court terme d'organismes particuliers ou de populations précises, dues à des perturbations physiques directes, peut être faite avec une chance de réussite acceptable. En d'autres termes, par la combinaison des résultats des études expérimentales en laboratoire et des études sur les lieux qui tiennent compte des éléments du côté gauche de l'échelle des gradients, il peut être possible de prévoir de manière quantitative, et avec un degré de précision suffisant, les incidences directes à court terme.

Il n'est pas douteux que nos possibilités techniques de prévoir les modifications écologiques sont plus limitées que celles que nous avons de mesurer ces modifications par la surveillance. Ces dernières peuvent cependant présenter des difficultés considérables, surtout lorsque les programmes d'échantillonnage doivent couvrir de vastes superficies en raison de la grande mobilité de certaines matières polluantes et de certains organismes. Les difficultés d'accès que présentent les environnements rigoureux du Nord et les environnements marins ainsi que les problèmes posés par l'échantillonnage des espèces sous-marines (par exemple, les poissons et les mammifères marins) sont d'autres exemples de ces contraintes techniques.

«Nous devons étendre notablement la portée temporelle des études afin de déceler les changements dans les variables les plus lentes.»

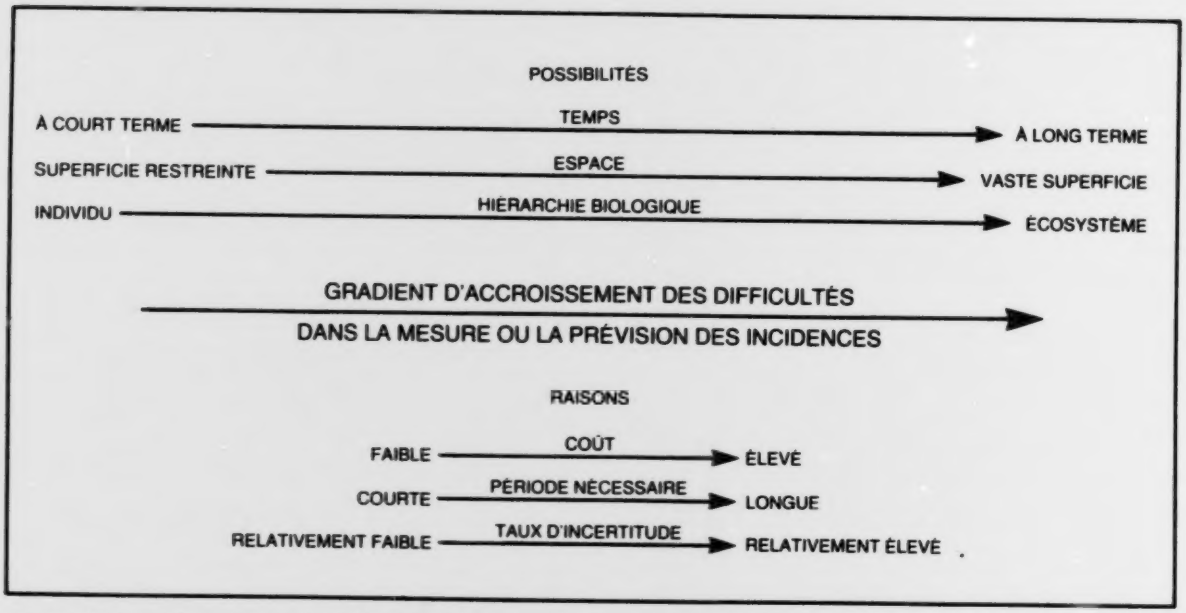


FIGURE 8-2 GRADIENTS EN MATIÈRE D'ANALYSE DES INCIDENCES (D'APRÈS CHRISTENSEN *ET AL*, 1976)

«La prévision des incidences sur des périodes de plus de 20 ans tient du conte de fées!»

Situation actuelle

Nous avons constaté que l'on n'accordait pas suffisamment d'attention à l'établissement des limites au cours de la plupart des évaluations environnementales. Il est courant qu'on ne donne que peu ou pas de raisons au sujet des limites de la région étudiée, et seulement de vagues allusions concernant la période de temps durant laquelle les prévisions sont valables (par exemple, à court terme, à long terme ou permanentes). A l'appui de l'avis général des participants aux ateliers à ce sujet, nous préconisons l'examen détaillé de *tous* les types de limites temporelles et spatiales utilisés dans les évaluations environnementales, et nous recommandons que ces limites, ainsi que leur raison d'être, soient présentées de façon intégrale dans les rapports d'évaluation.

Dans l'ensemble des études conventionnelles, le rapport de l'Hydro-Manitoba et de la société James F. MacLaren Limited (1976) donne sans doute le meilleur exemple d'un processus logique d'établissement des limites spatiales d'une région étudiée. Bien que dans ce cas, comme dans la majorité des autres, le rapport ne traite pas des limites d'une manière approfondie, il tient cependant compte des principes mentionnés précédemment. Pour cette étude, les limites ont d'abord été établies en fonction des caractéristiques techniques du projet (il s'agissait d'une ligne à haute tension), avec des points terminaux déterminés, des raccordements intermédiaires avec d'autres lignes envisagés, et des objectifs économiques (c.-à-d., réduire au minimum la longueur de la ligne). Le cadre spatial de l'étude a ensuite été précisé en fonction de contraintes environnementales naturelles et humaines, ce qui a entraîné l'exclusion i) d'une zone d'expansion urbaine, ii) d'un aéroport, iii) d'un parc provincial, iv) d'un écosystème particulier protégé au titre du Programme biologique international, v) de zones agricoles productives et vi) d'autres éléments écologiques.

QUANTIFICATION

Approche quantitative et approche descriptive

Sur le plan scientifique, il faudra, dans une grande mesure, abandonner les études descriptives et accorder une attention particulière à l'approche quantitative afin d'améliorer de façon appréciable l'évaluation des incidences environnementales. L'objectivité inhérente aux mesures quantitatives est l'une des caractéristiques de la science. Ce n'est que par la mesure des variables environnementales et l'élaboration d'hypothèses au sujet des modifications de ces variables que la science peut contribuer à l'évaluation environnementale sur le plan pratique. L'adoption de l'approche expérimentale ou de la modélisation favorisera automatiquement l'aspect quantitatif des études.

En général, il est impossible de faire des prévisions quantitatives ou de vérifier des hypothèses en l'absence de mesures de base solides. Ceci n'est pas dit dans le but de refuser de reconnaître le rôle que les observations et les descriptions judicieuses peuvent jouer dans les évaluations environnementales. Conjointement avec l'analyse des ouvrages pertinents, les résultats d'études de reconnaissance bien organisées peuvent être particulièrement valables pour la familiarisation des chercheurs et du grand public avec le milieu concerné. Cependant, ces études descriptives ne devraient pas être une fin en soi, comme c'est trop souvent le cas dans l'évaluation des incidences. Comme Hilborn et al (1980) l'ont signalé, les inventaires les plus détaillés des composantes écologiques ne fourniront aucune donnée au sujet des changements de ces composantes dans le futur. Les études descriptives sont relativement peu coûteuses en comparaison du temps et des ressources qu'exigent les études expérimentales détaillées faites sur les lieux. Par conséquent, dans le cadre du processus d'évaluation, ce type d'approche peut être très efficace pour coordonner et orienter des études expérimentales, à long terme et plus coûteuses, en fournissant une base à la conceptualisation et à l'élaboration des hypothèses de travail.

«Il doit exister un moyen de rendre le processus plus plausible. D'après moi, les décideurs considèrent davantage l'évaluation environnementale comme un moyen strictement prévisionnel, doué d'une rigueur scientifique qu'il n'a pas. En l'absence de chiffres, nous nous sentons dépourvus. Dans certains cas, le produit final de nos recherches comporte une multitude de chiffres qui ne sont pas nécessairement représentatifs, mais qui donnent à l'évaluation l'apparence d'une approche scientifique très précise et rigoureuse. Je ne crois pas que les études d'évaluation soient présentées comme le fruit du meilleur jugement professionnel, ce qu'elles sont souvent.»

«Selon moi, il ne faut pas fonder les évaluations environnementales uniquement sur les «études préliminaires» classiques.»

«Nous ne pouvons aborder de façon appropriée que les problèmes pour lesquels il existe des statistiques.»

Variabilité naturelle des phénomènes

En général, la variabilité naturelle inhérente aux phénomènes physiques et biologiques est à l'origine des problèmes d'ordre scientifique et technique associés aux évaluations d'impact. Les systèmes naturels et les éléments qui les composent sont extrêmement dynamiques et présentent souvent des variations spatiales et temporelles. Des fluctuations saisonnières et des cycles répétés sur plusieurs années, viennent souvent se surimposer aux variations aléatoires des paramètres. Aussi, comme l'ont signalé Christensen et al (1976), à long terme, certaines variables semblent suivre une progression non linéaire, c'est-à-dire que leurs bases varient. Ces variables environnementales dynamiques sont l'un des défis les plus notables pour les scientifiques qui travaillent sur les lieux. Bien que la plupart

des écosystèmes et des populations semblent posséder certaines limites de stabilité (Holling, 1973), il est généralement admis que les délais normalement accordés pour les évaluations ne permettent aux chercheurs que de déterminer approximativement le degré de variabilité naturelle des composantes environnementales importantes.

Les difficultés dues à la variation naturelle des phénomènes sont associées à presque tous les aspects des évaluations des incidences. Ces problèmes influent sur les limites temporelles et spatiales, sur l'analyse statistique choisie (y compris le plan et l'intensité de l'échantillonnage) et, par conséquent, sur les fonds et la logistique requis. Les différences de variabilité naturelle influent sur le choix des variables à mesurer et des approches expérimentales, et déterminent, dans une grande mesure, le degré de précision des prévisions des incidences environnementales.

Il faut reconnaître les effets particuliers de la variation naturelle des paramètres sur l'évaluation des incidences environnementales. Par exemple, étant donné que les variations naturelles elles-mêmes sont fréquemment importantes, il serait peut-être irréaliste de vouloir déceler des variations inférieures à 25 % pour des populations d'espèces habitant de nombreuses régions littorales rocheuses. (Cowell, 1978). En fait, en ce qui concerne les paramètres extrêmement dynamiques des systèmes océaniques, même des chiffres d'un ordre de grandeur supérieur à la normale risquent de ne pas être significatifs sur le plan statistique (Anonyme, 1981a).

A titre d'exemple des contraintes d'ordre pratique imposées par ce genre de problème, mentionnons le rapport du Scientific and Technical Committee on Marine Environmental Assessment (comité scientifique et technique concernant les évaluations des incidences sur le milieu marin) du NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration) (Anonyme, 1974). Le paragraphe ci-après donne les conclusions du rapport:

> «Pendant la durée habituelle de trois à cinq ans des études préliminaires en milieu marin, nous ne pouvons espérer mieux que d'approfondir nos connaissances sur la dispersion des matières polluantes déversées au cours d'accidents majeurs et essayer de faire des prévisions qualitatives des répercussions de ces accidents sur la répartition et l'abondance générale des éléments biologiques d'un intérêt particulier. La variabilité de nombreux indicateurs biologiques risque d'être si marquée que nous ne pouvons espérer cerner les incidences secondaires dûes à l'action humaine.»

Considérations statistiques

Les problèmes relatifs aux plans d'échantillonnage et à l'analyse statistique liés à l'évaluation des incidences environnementales ont été étudiés à fond par certains auteurs (Eberhardt, 1976; Lucas, 1976; Zar, 1976; Thomas et al, 1978; Kumar, 1980). Tous reconnaissent la nécessité fondamentale de recourir à des pratiques statistiques acceptables au cours de la détermination des approches quantitatives ou expérimentales des évaluations des incidences environnementales. Cependant, la variabilité naturelle des paramètres exerce des contraintes sur cet objectif. De façon plus précise, la nature variable des paramètres nuit à la vérification expérimentale sur place et pose de sérieux problèmes en ce qui concerne les limites de confiance généralement acceptables.

L'idéal serait de procéder à des études d'incidences au moyen d'échantillonnages par répétition et de vérifications dans l'espace et dans le temps (Green, 1979). «Le fait qu'il n'y ait pas de véritable échantillonnage par répétition nuit à l'approche expérimentale. On présente un pseudo-modèle qui établit une comparaison entre, d'une part les données antérieures au projet de l'emplacement prévu et d'un emplacement témoin, et d'autre part les données relevées dans les deux mêmes zones après la réalisation du projet; on procède ainsi à l'échantillonnage par répétition dans le temps au lieu d'avoir recours à l'échantillonnage par répétition dans l'espace» (Eberhardt, 1976). Ce mode d'analyse est basé sur la comparaison des rapports des données (figure 8-3) ce qui permet de déterminer le degré de variation naturelle des variables indépendamment des variations dues à la réalisation du projet. D'autres auteurs ont souligné le besoin de jumeler les stations d'échantillonnage, c'est-à-dire de disposer d'un nombre équivalent d'emplacement témoins et d'emplacement perturbés, afin que l'on puisse mesurer les erreurs d'échantillonnage dans la zone témoin (Lucas, 1976; Gore et al 1979; Skalski and McKenzie, 1982).

Lors des ateliers, un certain nombre de participants ont accordé plus d'importance à la détermination des tendances environnementales liées par cause à effet au projet, plutôt qu'à la mesure des écarts par rapport aux données antérieures. Certains auteurs favorisent également cette approche (Lucas, 1976; Hipel et al, 1978). Hipel et ses collaborateurs ont étudié de façon assez poussée le rôle de l'analyse des séries chronologiques dans la résolution des problèmes de gestion de l'environnement. Cette approche pourrait être utilisée dans les programmes de surveillance lorsqu'on soupçonne que les variables écologiques subissent des modifications de longue durée comme, par exemple, dans le cas de la modification du pH des lacs due aux pluies acides, ou dans celui de l'accumulation lente de métaux lourds dans les sédiments.

Plusieurs auteurs ont fait rapport d'études précises par échantillonnage qui mettent à jour quelques-uns des problèmes de statistique. Par exemple, Hartzbank et McCusker (1979) ont déterminé le nombre d'échantillons répétés qui doivent être prélevés en divers emplacements en mer, pour pouvoir constater une variation de 50% de la population moyenne des espèces benthiques dominantes avec un niveau de probabilité de 90%. En certaines régions, il faudrait répéter l'échantillonnage de 20 à 52 fois à chaque station d'échantillonnage. Dans un autre cas, Sharp et al (1979) ont montré comment l'étude comparative des indices de variabilité naturelle a permis de réduire le nombre de stations d'échantillonnage de 11 à 1, sans nuire outre mesure à l'interprétation statistique des résultats.

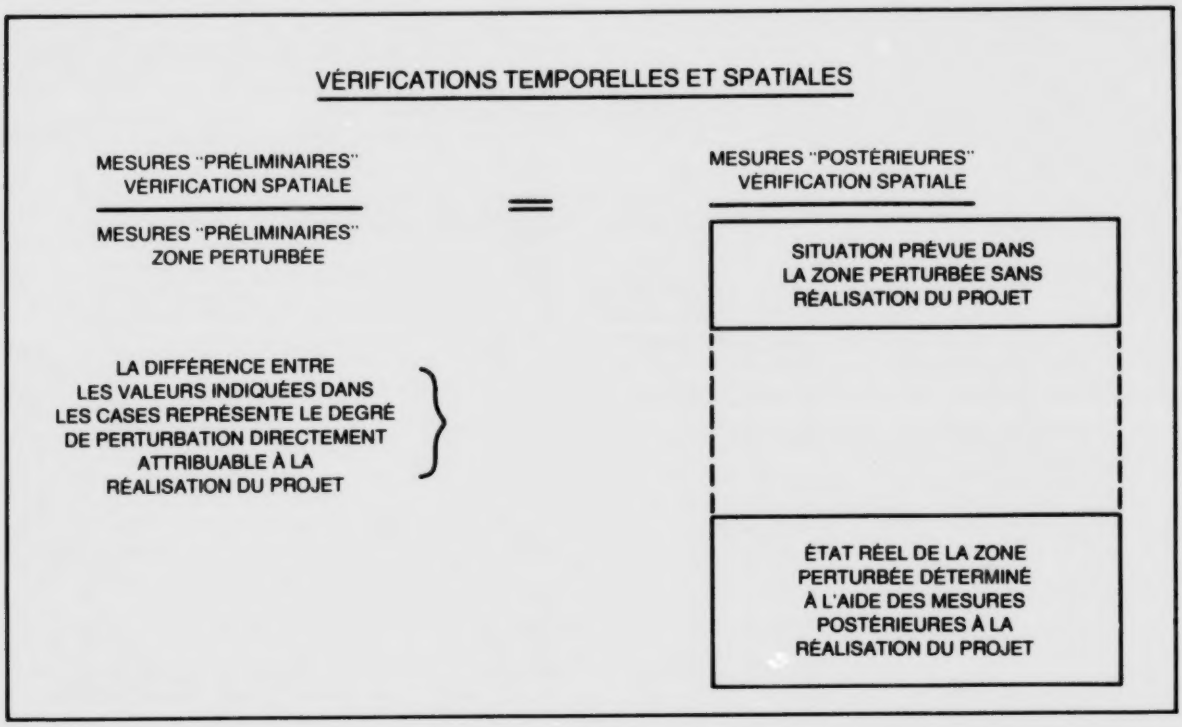


FIGURE 8-3 VÉRIFICATIONS TEMPORELLES ET SPATIALES DANS L'ÉVALUATION DES INCIDENCES ENVIRONNEMENTALES

Le milieu scientifique a fait certaines mises en garde contre l'utilisation empirique des approches statistiques. Par exemple, un groupe de spécialistes des sciences de la mer chargé de prévoir le type d'évaluation environnementale à utiliser pour les projets de mise en valeur du Banc George (Anonyme, 1974) a conseillé «d'adopter une approche prudente pour l'acquisition des données. En l'absence de vérifications statistiques minutieuses, dans lesquelles interviennent les variations normales du milieu marin, les informations de base risquent de ne pas être pertinentes et d'entraîner une dépense inutile de fonds qui pourraient servir à des études plus importantes.» Dans un autre cas, au cours de l'analyse des résultats de 39 programmes de surveillance particuliers pour 3 centrales nucléaires des Etats-Unis (Gore et al, 1979), les chercheurs ont conclu que «les programmes de surveillance risquent de ne pas avoir constaté tous les changements en raison du nombre insuffisant de prélèvements et de stations d'échantillonnage, de données précédant la mise en service incomplètes voire inexistantes, de modifications de l'emplacement des stations, de l'utilisation de différents appareils d'échantillonnage à graduation non similaire ou de la présentation non systématique des résultats.» En bref: une perte nette de temps et d'argent.

«Au cours des études, la variabilité des données pose des problèmes et, à moins de prendre des mesures très précises, il n'y a aucune garantie que les données préliminaires soient utilisables.»

«En général, l'échantillonnage et les mesures de l'écosystème ne permettent de relever que des indices très rudimentaires. En raison de la nature extrêmement variable des paramètres, il faudrait prélever des échantillons énormes dans des stations très dispersées, au cours d'une période assez longue pour trouver la bonne piste.»

«Le calcul d'une «moyenne à long terme» est insensé. Une moyenne calculée sur un certain nombre d'années consécutives n'est pas représentative étant donné que les données chronologiques peuvent déjà mettre en évidence des tendances particulières.»

«Il faut tenir compte de la notion de tendance ainsi que de la variabilité des phénomènes.»

MODÉLISATION

Les participants aux ateliers ont admis de commun accord que les modélisations conceptuelles et quantitatives constituent des outils scientifiques appropriés et fort utiles dans les études d'incidences. De nombreux traités de modélisation en matière d'évaluation environnementale

confirment ce point de vue (Jeffers, 1974; Gilliland et Risser, 1977; Holling, 1978; Ward, 1978; Munn, 1979; Barnthouse et VanWinkle, 1980; Fritz et al, 1980; Kumar, 1980). Cependant, d'après la revue que nous avons faite et d'autres analyses de rapports d'évaluations environnementales, il est évident que la modélisation de nature conceptuelle ou quantitative n'est exploitée que de façon limitée ou sporadique. Les raisons de cette utilisation insuffisante de la modélisation restent obscures. Il ne s'agit sûrement pas d'un manque de directives concernant l'utilisation de ces moyens dans une évaluation; les ouvrages cités ne constituent qu'une fraction des publications disponibles à ce sujet. L'utilisation restreinte de la modélisation est peut-être due au fait que cette technique est généralement considérée comme difficile (ce qui peut être vrai dans de nombreux cas), ainsi qu'à l'avis généralisé que des évaluations fort suffisantes peuvent être effectuées sans recours à la modélisation.

Un modèle peut être défini comme une représentation incomplète ou simplifiée de la réalité (Regier et Rapport, 1977; Barnthouse et VanWinkle, 1980). En ce qui nous concerne, nous faisons la distinction entre deux grandes catégories de modélisation qui, par contre, se recoupent fréquemment. La première catégorie, à savoir la modélisation conceptuelle, est souvent de nature descriptive. La deuxième, soit la modélisation quantitative, est par définition une méthode mathématique qui, en plus de quelques autres fonctions clés, remplit souvent des fonctions identiques à celles de la modélisation descriptive.

«D'après mon expérience personnelle, il n'existe pas de modèle-type d'application directe. En outre, il est irréaliste de s'attendre à ce qu'un promoteur mette au point un modèle d'envergure.»

«Il faut distinguer nettement entre deux types de modélisation, à savoir la modélisation de simulation mathématique, et la modélisation intuitive basée sur la conceptualisation.»

Modélisation conceptuelle

Il est difficile, voire impossible, de trouver des documents présentés ou des commentaires faits lors des ateliers, qui désapprouvent l'utilisation de la modélisation conceptuelle dès les étapes initiales des études d'incidences. Parmi les multiples avantages et fonctions de ce type de modélisation, mentionnons i) le repérage des erreurs de conception, ii) la détermination des facteurs à étudier, iii) l'assistance dans l'élaboration des hypothèses, iv) la détermination systématique des liens écologiques, v) la synthèse des idées, vi) la diffusion des informations et vii) la détermination des incidences possibles (Gilliland et Risser, 1977; Holling, 1978; Ward, 1978; Fritz et al, 1980; Kumar, 1980).

Nous sommes conscients de ce que la modélisation conceptuelle risque d'être très complexe et de susciter nombre d'insatisfactions. Ce fait a été clairement mis en évidence par l'impossibilité, au cours de nombreux ateliers, de conceptualiser de façon appropriée les interactions projet-environnement au moment d'analyser des scénarios réalistes mais hypothétiques. Cette difficulté tient peut-être au fait qu'en général les scientifiques qui possèdent des méthodes de travail systématiques adoptent difficilement un mode de pensée conceptuel interdisciplinaire. En outre, les groupes de travail ne disposaient ni du temps suffisant ni des moyens appropriés pour vraiment mettre au point des modèles conceptuels. Selon nous, dans des conditions convenables, qui peuvent facilement être créées dans les évaluations environnementales, la modélisation conceptuelle peut être exploitée avec succès et fournir l'orientation et les précisions si nécessaires aux études d'incidences.

«Nous en sommes certainement arrivés au point où nous pouvons mettre la modèlisation conceptuelle sur la table.»

«Les modèles ont pour objet de nous montrer les sujets dans lesquels nous sommes le plus ignorant.»

«Les modèles constituent des moyens d'apprentissage qu'il faudrait plus fréquemment intégrer aux évaluations environnementales.»

Modélisation quantitative

Au cours des ateliers, il y eut une vive controverse au sujet de la question de l'application et de l'efficacité de la modélisation quantitative dans les évaluations environnementales. Ces discussions lors des ateliers, et les ouvrages concernant le sujet, font ressortir toute une gamme d'occasions d'utiliser et d'avantages à retirer de la modélisation quantitative dans les évaluations environnementales. Mentionnons, par exemple, i) l'obligation d'expliciter les suppositions, ii) l'élaboration et la vérification des hypothèses, iii) la détermination des domaines imprécis et, par conséquent, l'orientation de la collecte des données, iv) la description minutieuse et non ambigue des systèmes, v) le stockage des données, vi) l'organisation des concepts et des idées, vii) la vérification des scénarios d'incidences, viii) la prévision des incidences, ix) la présentation de solutions de rechange appropriées et x) la production d'un moyen efficace d'apprentissage et de communication (Jeffers, 1974; Holling, 1978; Ward, 1978; Ogawa et Mitsch, 1979; Kumar, 1980; Marsan et Coupal, 1981).

La modélisation quantitative offre encore d'autres avantages i) elle est très rentable en comparaison d'autres moyens utilisés dans l'évaluation environnementale et ii) c'est une méthode d'analyse qui n'entraîne ni perturbation ni destruction (ce qui peut être important sur le plan moral pour l'examen des perturbations chez les espèces des maillons supérieurs de la chaîne trophique et chez les humains). Si, selon Pielou (1981), la modélisation semble avoir été exploitée de façon excessive en matière d'écologie théorique et appliquée, nous pensons qu'avec le concours des études expérimentales, les techniques de modélisation peuvent et doivent jouer un rôle beaucoup plus important dans les évaluations environnementales.

La principale mise en garde relative à la modélisation quantitative concerne les possibilités de prévision (Cooper, 1976; Regier et Rapport, 1977; Holling, 1978; Marsan et

Coupal, 1981). L'idée générale émise, et partagée par de nombreux participants aux ateliers est que les modèles quantitatifs peuvent offrir des prévisions relativement valables concernant le devenir physique des matières polluantes et, peut-être, concernant certains effets biotiques de premier ordre directement liés aux modifications physiques. Cependant on considère en général que la modélisation des retombées écologiques est généralement assez peu fiable pour la prévision des incidences.

«Dans le cadre des études d'incidences, les modèles peuvent servir à repérer les «facteurs limitatifs» et les »niveaux critiques« des espèces.»

«Le temps et les fonds consacrés à la modélisation informatisée sont négligeables comparés aux avantages de cette technique.»

«Le but de l'informatisation est d'obtenir une vue d'ensemble et non pas des chiffres.»

«Bien souvent, la simulation mathématique est la seule solution. Par exemple, il est absolument impossible de faire des expériences pour évaluer les répercussions des explosions ou des incendies!»

«La plupart des gens reconnaissent maintenant que la simulationtion est surtout intéressante pour l'élaboration d'hypothèses.»

Applications récentes

La modélisation quantitative, notamment la modélisation par simulation informatique, semble être utilisée assez régulièrement au cours de certaines étapes spécifiques de l'évaluation environnementale. Dans de nombreux cas, cette technique sert à étudier les mécanismes de transport physique des éléments dans l'atmosphère ou dans l'eau. Par exemple, des modèles informatisés de déplacement de nappes de pétrole sont couramment employés afin de prévoir les mouvements des déversements accidentels d'hydrocarbures en milieu marin (Imperial Oil Limited et al, 1978; Norlands Petroleums Ltd., 1978; et Martec Limited, 1980). La modélisation quantitative sert aussi régulièrement à la prévision de la qualité de l'air et de l'évolution des particules émises dans l'atmosphère (Beak Consultants Limited, 1979; Eldorado Nuclear Limited, 1979; et Hatch Associates Ltd., 1981). Finalement, ce type de modélisation est couramment employé pour étudier les modifications hydrologiques et écologiques éventuelles dans les nouveaux réservoirs des grands ouvrages hydro-électriques (Beak Consultants Limited, 1977; et Thérien, 1981).

Bien que la modélisation d'ordre écologique soit rarement utilisée dans les études d'incidences, sauf peut-être en ce qui concerne la prévision de certaines incidences des systèmes de refroidissement des centrales thermiques, on s'en sert couramment pour résoudre des problèmes de gestion des ressources et dans les recherches en matière d'incidences environnementales. A cet égard, un plan d'étude élaboré à l'université de la Colombie-Britannique au cours des vingt dernières années est d'un intérêt particulier. Cette approche comporte habituellement deux éléments de base, à savoir la modélisation par simulation informatique et des ateliers interdisciplinaires. Les exercices consistent généralement en une combinaison des techniques de modélisation conceptuelle et de modélisation quantitative, décrites ci-dessus, pour profiter des avantages des deux techniques.

Au cours des dernières années, bon nombre d'auteurs (Walters, 1975; Holling, 1978; Hilborn, 1979; Jones et al, 1980; et Truett, 1980) ont traité de la réussite et de l'insuccès de nombreuses études de cas basées sur la théorie de «l'évaluation environnementale et de la gestion adaptatives». Au début de 1982, sous l'égide d'Environnement Canada, un groupe de travail chargé d'étudier les applications et les possibilités futures de l'approche modélisation/atelier a relevé que celle-ci avait été utilisée dans 60 études. En dépit de certains échecs lamentables, cette approche semble avoir eu du succès au cours de plusieurs initiatives de planification de recherches, d'analyses de politiques et de gestion des ressources, de synthèses écologiques et d'études d'incidences. La conclusion des participants aux ateliers selon laquelle l'approche modélisation/atelier présente de très grandes possibilités pour l'évaluation environnementale revêt une importance particulière pour le présent rapport; toutefois ils n'ont donné aucune raison pour laquelle cette approche n'est pas plus utilisée au Canada.

PRÉVISION

Premier participant
«Il faudrait abandonner l'idée de prévoir les impacts.»

Deuxième participant
«Mais, c'est ce que vous voulez!»

Troisième participant
«J'en suis conscient, mais c'est impossible.»

Quatrième participant
«Faudrait-il également éliminer les évaluations?»

Premier participant
«Il ne s'agit pas d'éliminer les évaluations, mais seulement les prévisions.»

Quatrième participant
«Si nous ne tenons plus compte des prévisions, nous ferions aussi bien de tout laisser tomber!»

(Une clameur de protestations suit.)

En général, les participants aux ateliers, ainsi que les ouvrages en la matière, ne font pas de distinction entre l'évaluation des incidences environnementales et la prévision des incidences—prévision des changements par rapport aux conditions de base démontrée par les résultats de la surveillance faite après réalisation du projet. Les frustrations que les scientifiques éprouvent dans leur recherche d'une description acceptable des variables, au cours des études des conditions de base, se traduisent souvent par un sentiment de futilité au moment où ils se trouvent dans l'obligation de prévoir les variations de ces variables. Comme l'a signalé Moss (1976), le but n'est pas simplement de faire des prévisions, mais de faire des prévisions

précises, c'est-à-dire vérifiables. Dans cette perspective technique, la prévision est le talon d'Achille de l'évaluation des incidences environnementales. C'est ce qui ressortait clairement lors des ateliers où la plupart des participants avait souvent, mentalement, la tendance de passer directement des études des conditions de base aux programmes de surveillance, en ignorant les détails de l'étape essentielle intermédiaire.

Il n'est donc pas étonnant que, dans l'ensemble, les tentatives de prévision vérifiables au cours des évaluations soient décevantes. Le manque de motivation ou les limitations qui caractérisent les prévisions quantitatives résultent sans doute de l'état actuel de la science écologique théorique et appliquée, de l'utilisation restreinte d'approches expérimentales et de modélisations appropriées, des contraintes dues au temps, aux fonds et aux objectifs d'évaluation, et des possibilités limitées des personnes chargées des évaluations. De toute manière, les prévisions, dans les énoncés des incidences, se limitent habituellement à des commentaires généraux ou imprécis sur l'éventualité de certaines conséquences. Notre analyse critique des évaluations environnementales au Canada montre que moins de 50% des études présentaient explicitement des prévisions, et que la majorité de celles-ci étaient de nature générale et, par conséquent, non vérifiables.

Ce manque de rigueur dans les études d'évaluation n'est pas un problème seulement au Canada. Un rapport récent au sujet des vérifications postérieures à la réalisation des projets en mer du Nord (Anonyme, 1981), énumérait les prévisions imprécises ci-après, toutes relevées dans la même évaluation, concernant les perturbations causées par l'exploitation du pétrole aux aires de reproduction des phoques:

a) Le terminal pétrolier ne devrait cependant pas perturber outre mesure les populations de phoques du Scapa Flow, à moins que les déversements atteignent les aires de reproduction.

b) Les phoques risquent de subir les effets mécaniques des déversements de pétrole si les nappes perturbent la zone littorale au cours de la saison de reproduction au moment où les femelles et les jeunes phoques sont sédentaires.

c) Les déversements de pétrole au cours de la saison de reproduction pourraient réduire considérablement les populations de phoques.

Dans le cadre de la même étude, une vérification de deux terminaux pétroliers a prouvé que moins de 9% des 545 prévisions étaient vérifiables. De même, dans son analyse des évaluations environnementales faites aux Etats-Unis, Andrews (1973) a observé que les auteurs des rapports avaient presque exclusivement recours à l'approche descriptive plutôt qu'aux techniques de prévision.

En général, étant donné que nos techniques de modélisation des systèmes physiques sont assez développées, il nous est possible de faire des prévisions plus précises et quantitatives concernant les changements du milieu physique entraînés par la réalisation des projets. Mais, en général, les prévisions des perturbations biotiques sont fondées sur certaines suppositions relatives aux modifications physiques; en réalité, il s'agit de prévisions au deuxième degré. Par conséquent, même la prévision des effets dits directs dans les systèmes biotiques comporte un degré d'incertitude beaucoup plus grand. Outre la difficulté de prévoir à long terme la portée spatiale des perturbations des niveaux supérieurs de la chaîne biologique, les évaluations sont également défavorisées par les contraintes prépondérantes des phénomènes stochastiques qui, par définition, sont imprévisibles (Moss, 1976), bien qu'il soit possible d'en tenir compte dans les modèles de simulation (Hilborn et al, 1980).

Tout au long des discussions en ateliers, les expressions «ordre de grandeur» et «tendances à long terme» ont fréquemment été employées sur le plan de la détermination des incidences en général. Ces expressions témoignent sans doute du manque de confiance des participants au sujet des prévisions compte tenu de la variabilité naturelle de la plupart des systèmes, des contraintes de temps et de fonds imposées à la majorité des études d'évaluation, et de leur réserve à l'égard des possibilités restreintes des techniques de prévision. Auerbach (1978) appartient à la même école de pensée; selon lui, les écologistes doivent faire des prévisions quantitatives des incidences environnementales tout au moins concernant la durée et l'ordre de grandeur des perturbations.

En dépit des contraintes mentionnées, les possibilités de perfectionnement des prévisions, en termes de conséquences biologiques des perturbations dues à l'action humaine, sont vastes dans le cadre des évaluations environnementales; notre capacité restreinte en matière de prévision ne constitue donc pas une excuse valable pour renoncer à tout effort en ce domaine. L'application des mesures suivantes donnerait sûrement des résultats encourageants:

a) Les évaluations des incidences environnementales devraient être conçues de façon à essayer de faire des prévisions quantifiables en utilisant des approches expérimentales et de modélisation.

b) Les études d'évaluation devraient être centrées sur les composantes environnementales qui représentent le meilleur compromis entre les possibilités de prévision et les besoins des décideurs en matière d'information; nous devrions consciencieusement essayer d'améliorer les bases de prévision avant d'avoir recours à l'extrapolation des jugements des spécialistes.

c) Les énoncés des incidences environnementales devraient indiquer clairement ce sur quoi les prévisions sont basées. A juste titre, les prévisions peuvent aller de la prévision sûre à la simple supposition en passant par les prévisions basées sur l'expérience ou le jugement professionnel. Il est indispensable que tous les intéressés soient clairement informés à ce sujet.

«Selon moi, c'est un domaine où les écologistes ont failli. Ils refusent d'évaluer le mieux possible les limites maximales et minimales raisonnables des prévisions; ils

affirment que c'est impossible. Néanmoins, le décideur n'a pas le choix; il lui faut absolument une évaluation de ces limites.»

«Nous sommes en mesure de prévoir les incidences, mais non de les quantifier.»

«Il faut nous rendre à l'évidence, nous ne sommes pas en mesure de faire des prévisions judicieuses en nous basant sur une étude environnementale de deux ans!»

«Bon nombre de personnes essaient de prévoir avec certitude le rendement d'écosystèmes, tels celui des terres agricoles où l'homme exerce un certain contrôle, et ont de la difficulté à le faire. Dans les écosystèmes naturels où nos connaissances sont encore très imprécises, nous ne devrions pas espérer beaucoup de succès en matière de prévision.»

«D'après moi, il faut faire la distinction entre le fait d'avoir recours à la validité scientifique des chiffres d'une équation analytique quantitative pour justifier ses démarches, et le fait de demander à un biologiste, spécialisé en ichtyologie depuis quarante ans, quelles répercussions sont, à son avis, prévisibles.»

«Les scientifiques en sciences physiques semblent être les seuls qui soient capables de faire des prévisions avec une certaine assurance.»

MODÈLES D'ÉTUDES

Les études scientifiques étayant des évaluations devraient avoir pour objectif de répondre à des questions précises. Le praticien a à sa disposition toute une gamme de modèles et de stratégies d'études pour acquérir les données nécessaires. Parmi les stratégies possibles, mentionnons les études de reconnaissance, les inventaires détaillés de ressources, les expériences concernant les perturbations et les études connexes à la modélisation de simulation. Il s'agit de choisir les études pertinentes qui permettront de combler les lacunes. Dès que le choix est fait, le responsable de l'évaluation doit respecter les normes et les techniques scientifiques reconnues pour chaque type d'étude.

Les étapes particulières à suivre dans n'importe quelle évaluation ne sont pas essentielles dans le présent rapport. Nous ne présentons pas les approches de façon détaillée; d'autres ouvrages en traitent (Holling, 1978; Truett, 1978; Ward, 1978; Boesch, 1980; Fritz et al, 1980; Sanders et al, 1980; Hinckley, 1980; et Rosenberg et Resh et al, 1981). En outre, de nombreux participants aux ateliers ont décrit leurs propres méthodes. Chacune de ces approches peut être utilisée ou adaptée avec succès pour une vaste gamme d'études d'évaluation. Nous tenons à souligner que le praticien doit se rendre compte des exigences techniques du modèle d'étude choisi et de l'utilité des informations qui seront ainsi recueillies. Par comparaison avec les expériences à échelle réduite concernant les perturbations, les études de reconnaissance comportent une série d'exigences techniques propres et apportent des renseignements différents à l'ensemble de l'évaluation. Par exemple, ce type d'étude peut favoriser la compréhension des concepts écologiques et peut s'effectuer dans des délais très courts. Par contre, les expériences à échelle réduite exigent une vérification rigoureuse des hypothèses, des statistiques valables et, sans doute, une période d'exécution plus longue. De même, les caractéristiques techniques des études destinées à recueillir des données pour la modélisation de simulation peuvent être fort différentes des exigences scientifiques pour la réalisation des programmes d'études des conditions de base et de surveillance dans lesquels le projet lui-même est considéré comme la perturbation dans un contexte expérimental.

D'après les ouvrages consultés et les débats en ateliers, il est évident qu'il arrive fréquemment que non seulement la conception des études sur les lieux soit médiocre, mais également que des études soient entreprises sans but précis. Hilborn et Walters (1981) ont présenté de nombreux facteurs à l'origine de l'insuccès des études traditionnelles sur le plan de l'acquisition des données nécessaires à la prévision des incidences environnementales. Ces auteurs qualifient avec justesse les études environnementales préliminaires traditionnelles «d'écologie héliportée». Ward (1978) a fait les mêmes critiques dans son traité concernant les études expérimentales d'évaluation d'incidences et elle décrit de façon sommaire deux approches couramment utilisées par certains experts-conseils, notamment l'approche du «taxonomiste diligent» et celle du «courtier d'information». Comme il a été mentionné antérieurement, Rosenberg, Resh et al (1981) ont signalé que les praticiens étaient en mesure de remédier à plusieurs problèmes, dont les deux suivants: (i) la nature très superficielle des recherches et (ii) l'utilisation de modèles d'étude qui ne conviennent pas à la prévision des incidences. Ces auteurs ont recommandé de remplacer les enquêtes et les jugements fondés sur l'intuition par des méthodes d'expérimentation et de simulation quantitatives. En résumé, les scientifiques doivent utiliser tous les moyens d'étude accessibles afin de fournir les renseignements requis pour faire l'évaluation, qu'il s'agisse d'informations destinées à la connaissance générale du milieu, de base pour les prévisions précises des incidences, ou de renseignements supplémentaires pour améliorer les techniques de prévision de projets similaires à l'avenir. Il est absolument essentiel de se rendre compte que chaque moyen d'étude comporte ses propres exigences scientifiques et techniques, et que chacun contribue de façon particulière au processus d'évaluation.

Expérimentation

«En l'absence de données de base, je crois que les manipulations expérimentales sont absolument essentielles.»

«L'argent dépensé en expériences est de l'argent bien placé.»

«Au cours des évaluations des incidences environnementales, il faut maximiser l'utilisation des modèles expérimentaux.»

«L'étape suivante consiste à élaborer une série d'hypothèses vérifiables qui synthétisent les répercussions

possibles des activités prévues sur les paramètres environnementaux d'un intérêt particulier.»

Les expériences faites en laboratoire et sur les lieux conviennent bien aux études d'incidences (Fahey, 1978; Ward, 1978). Toutefois, le modèle expérimental classique ne peut que rarement être employé utilement au cours des essais sur les lieux, en raison des difficultés de repérage d'emplacements témoins (Cowell, 1978) et des problèmes de répétition des expériences (Eberhardt, 1976). Néanmoins, l'utilisation des hypothèses et des modèles basés sur les statistiques serait fort utile en matière d'évaluation environnementale, même si elle ne permet pas d'établir de façon concluante les relations de cause à effet (Gore et al, 1979; Sharp et al, 1979; Fritz et al, 1980; Giddings, 1980).

La vérification des hypothèses est une étape fondamentale dans tous les types d'expérimentation. En général, une hypothèse est basée sur un concept ou une prémisse et est plus spécifique et précise qu'une question générale. Comme l'a mentionné Green (1979): en tant que chercheur, il faut être en mesure de présenter de façon concise la question que l'on pose. La cohérence et la précision des résultats seront proportionnelles à celles de la conception initiale du problème. L'utilisation plus fréquente de l'approche expérimentale dans les études d'incidences favoriserait l'orientation de l'étude, puisque l'élaboration d'hypothèses vérifiables dès le début, oblige le chercheur à préciser sa pensée. L'une des lacunes les plus évidentes dans les évaluations environnementales est le manque d'orientation précise; la plupart du temps les questions sont vagues et les réponses tout aussi imprécises. Dans leur mise au point d'une stratégie d'évaluation des répercussions de la construction de centrales hydro-électriques, Fritz et al. ont souligné l'effet nocif du manque de précision des évaluations environnementales:

> «En général, les personnes chargées de l'évaluation des répercussions de la construction de centrales électriques négligent le processus d'élaboration et de vérification des hypothèses. Ce phénomène est peut-être à l'origine des résultats assez peu concluants auxquels aboutissent généralement les énoncés des incidences environnementales, et des controverses relatives à l'évaluation de l'incidence de la construction de centrales électriques.»

Il serait irréaliste de proposer que toutes les questions soulevées au cours des évaluations environnementales soient présentées sous forme d'hypothèses nulles, si courantes dans les analyses statistiques. Il s'agit plutôt de formuler les questions de manière à obtenir des réponses précises et, de préférence, quantitatives. Par exemple, au cours d'un atelier de travail au sujet des incidences environnementales d'un barrage dont la construction était envisagée, les participants se sont d'abord posé la question suivante: «Quelles seront les répercussions possibles du barrage sur les poissons de la rivière?» Après mûre réflexion, ils ont finalement décidé que la question à poser pour orienter l'étude devrait être formulée de la façon suivante: «Quel pourcentage des frayères de l'omble arctique serait détruit par une réduction de 0.5 mètre du niveau de la rivière au cours du mois de septembre?»

Expériences pré-projet — Les prévisions basées sur les résultats d'expériences faites avant la réalisation du projet peuvent donner une base scientifique solide pour la prise de décision. Les expériences en laboratoire, tels les essais de toxicité, peuvent être menées dans des conditions contrôlées, et l'analyse des résultats peut être faite selon des méthodes statistiques appropriées. Mais, comme l'a démontré Ward (1978), la difficulté principale consiste à extrapoler les résultats pour les adapter aux conditions réelles. Par conséquent, dans le cadre des études d'incidences, les expériences en laboratoire devraient s'assortir d'études sur les lieux et de modélisations ou s'inspirer de celles-ci.

Eedy et Schieffer (1977) ont décrit l'utilisation des expériences en laboratoire dans une évaluation environnementale concernant une usine de pâte et papier Kraft, dans le nord du Québec. La simulation a été employée pour évaluer la toxicité des eaux résiduaires de l'usine, ainsi que pour déterminer les répercussions sur un certain nombre d'espèces de poissons d'eau douce. Les microcosmes des systèmes constituent un autre moyen d'étude contrôlée en laboratoire, qui offrent des possibilités en matière d'évaluation des incidences environnementales. En bref, les microcosmes sont des modèles artificiels réduits des écosystèmes naturels. Les microcosmes offrent de gros avantages en comparaison des études sur les lieux: ils sont pratiques, contrôlables, reproductibles et faciles à manipuler (Ward, 1978). Leurs dimensions sont variables, ils peuvent être installés dans un flacon ou dans un local assez grand. Par exemple, au cours de ses études concernant l'effet du cadmium sur des microcosmes aquatiques contenus dans des Erlenmeyers, Heath (1979) a conclu que l'analyse holistique de ces systèmes permet d'évaluer de façon sensible et rapide les incidences à l'échelle de la communauté. Par contre, des microcosmes d'un volume de 1,700 mètres cubes ont été utilisés dans d'autres expériences contrôlées concernant la pollution des écosystèmes (Ward, 1978). En outre, des écosystèmes contrôlés (microcosmes) ont été employés au cours de recherches concernant des populations de larves et de jeunes poissons (anonyme, 1980).

Selon nous, les expériences à échelle réduite sur les lieux, en matière de perturbations, constituent sans doute la voie la plus réaliste et la plus valable pour les études d'incidences. En général, ce genre d'étude semble être favorisé dans le domaine du génie où des données directement utilisables au cours de la conception des projets sont fournies par des installations d'essais entièrement équipées comme, par exemple, les installations de pipelines en boucle dans l'Arctique. Bien que ces expériences aient, dans certains cas, été utilisées avec succès dans des évaluations environnementales, leur potentiel est loin d'avoir été exploité au maximum.

La figure 8-4 montre comment ces expériences à échelle réduites peuvent être intégrées dans le processus général d'évaluation. Bien qu'il n'ait pas été entrepris dans le cadre d'une évaluation environnementale particulière, le Baffin Island Oil Spill Project (BIOS — Déversement expérimental d'hydrocarbures au large de l'île Baffin) constitue un exemple de ce genre d'expérience, dont les résultats influence-

ront sûrement de façon notable toutes les évaluations environnementales futures dans le nord en ce qui concerne les effets des déversements d'hydrocarbures sur les écosystèmes marins littoraux de l'Arctique. Cependant, dans certains cas, des expériences relativement simples suffisent. Par exemple, dans le cadre de l'évaluation des incidences de la construction éventuelle du gazoduc de l'Alaska, des emplacements expérimentaux ont été aménagés le long du tracé prévu, afin de vérifier la convenance de certaines espèces et engrais pour un programme de revégétation.

«D'après moi, plus d'études expérimentales sont incontestablement nécessaires en matière d'évaluation environnementale. BIOS en est un excellent exemple.»

«A mon avis, trois genres d'études devraient être faites à l'étape des prévisions, à savoir la simulation mathématique, les études en *laboratoire et les expériences sur le terrain.»*

Utilisation des projets sur le plan expérimental — L'utilisation du projet lui-même à titre expérimental nous force à reconnaître nos déficiences en matière de prévision des phénomènes écologiques, et la nécessité de transposer le jargon imprécis des évaluations environnementales dans un contexte expérimental. Comme l'indique la figure 8-5, cela signifie que la revue de la documentation et les études de reconnaissance initiales doivent être faites dans l'optique de l'élaboration d'hypothèses de travail. Comme l'ont signalé Fritz et al (1980), la formulation et la formalisation des hypothèses constituent sans doute l'aspect le plus important de la conceptualisation du système.

Dans un tel cadre expérimental, les études des conditions de base fourniraient des mesures statistiques appropriées de variables écologiques choisies avant la réalisation du projet, c'est-à-dire qu'elles donneraient une définition statistique de la variabilité naturelle des phénomènes d'un intérêt particulier. Cela contrasterait singulièrement avec la prépondérance actuelle d'exercices descriptifs, effectués sans directions précises sous la bannière d'études des conditions de base.

Les prévisions des incidences futures s'exprimeraient sous forme d'hypothèses révisées, vérifiables par référence aux mesures relevées avant la réalisation du projet. Malheureusement, c'est là que s'arrête «l'étape expérimentale» de la plupart de nos projets actuels; dès que les mesures initiales sont terminées, l'expérience est abandonnée!

Dans une perspective scientifique, l'objet de la surveillance est de vérifier les hypothèses. Les participants aux ateliers ainsi que les ouvrages pertinents, établissent un lien étroit entre la surveillance et les études des conditions de base. Par exemple, Hirsch (1980), définit l'étude des conditions de base comme suit: «La description des conditions existant à un moment donné, qui devient le point de référence pour repérer les modifications ultérieures par un programme de surveillance.» De manière plus particulière, un groupe de chercheurs scientifiques chargé de définir les bases de l'évaluation environnementale en mer ont proposé que les études préliminaires soient conçues de façon à fournir des renseignements sur la variabilité naturelle des phénomènes, afin de faciliter l'élaboration de programmes de surveillance appropriés (Auteur inconnu, 1975). Pour vérifier une hypothèse, il est essentiel d'avoir les mêmes exigences statistiques pour les données recueillies postérieurement que pour celles recueillis antérieurement à la réalisation du projet.

Soulignons à nouveau l'importance prioritaire de la collecte des données relative aux conditions de base. En l'absence de celles-ci, l'interprétation des résultats des programmes de surveillance est sérieusement compromise. A titre d'exemple, mentionnons l'étude de Sage (1980) sur les répercussions d'une rupture souterraine du pipeline Trans-Alaska en 1979. D'après les estimations, plus de mille barils de pétrole brut s'étaient infiltrés dans la rivière Atigun. Faute de données de base suffisantes, Sage a conclu que «les véritables effets du pétrole sur les poissons et les autres organismes aquatiques de la rivière Atigun ne seraient sans doute jamais connus.»

Ce n'est que dans un cadre expérimental que les éléments scientifiques de l'évaluation environnementale prennent toute leur valeur. Selon de nombreux participants aux ateliers et bon nombre d'auteurs, le fait de savoir, dès le début, qu'il sera sans doute impossible de vérifier la précision des prévisions des incidences entraîne la déconsidération des fondements scientifiques dans tous les aspects des évaluations environnementales. Les prévisions imprécises ne sont pas basées sur des programmes d'échantillonnage statistiquement valables et, par conséquent, elles ne sont généralement pas vérifiables sur le plan quantitatif. Bien que l'étude expérimentale décrite ci-dessus ne soit pas toujours applicable dans son intégralité, l'acceptation générale du principe permettrait probablement d'améliorer l'ensemble du processus d'évaluation.

L'étude à long terme des effets de la centrale hydro-électrique de la rivière Upper Salmon, à Terre-Neuve, sur les troupeaux locaux de caribous (Mahoney, 1980; société Hydro de Terre-Neuve et du Labrador, 1981a) est un excellent exemple d'étude d'un projet à l'échelle réelle à titre expérimental. Des études de comportement, de migration et de répartition géographique des caribous ont été faites pendant deux ans avant la construction de la centrale, et ont été poursuivies durant deux années au cours de la construction, et continueront encore pendant deux ans après le début de l'exploitation.

Etude de projets similaires

L'étude de projets existants peut aussi s'appliquer aux évaluations d'incidences environnementales. Cela présente certains inconvénients évidents, dont le principal est le manque de données antérieures à la réalisation du projet. Cependant, dans certains cas, il existe sans doute dans les environs du projet des emplacements témoins non perturbés qui pourraient donner certaines indications au sujet des conditions de base initiales. Par exemple, au cours d'un atelier concernant l'évacuation des déchets radioactifs, il a

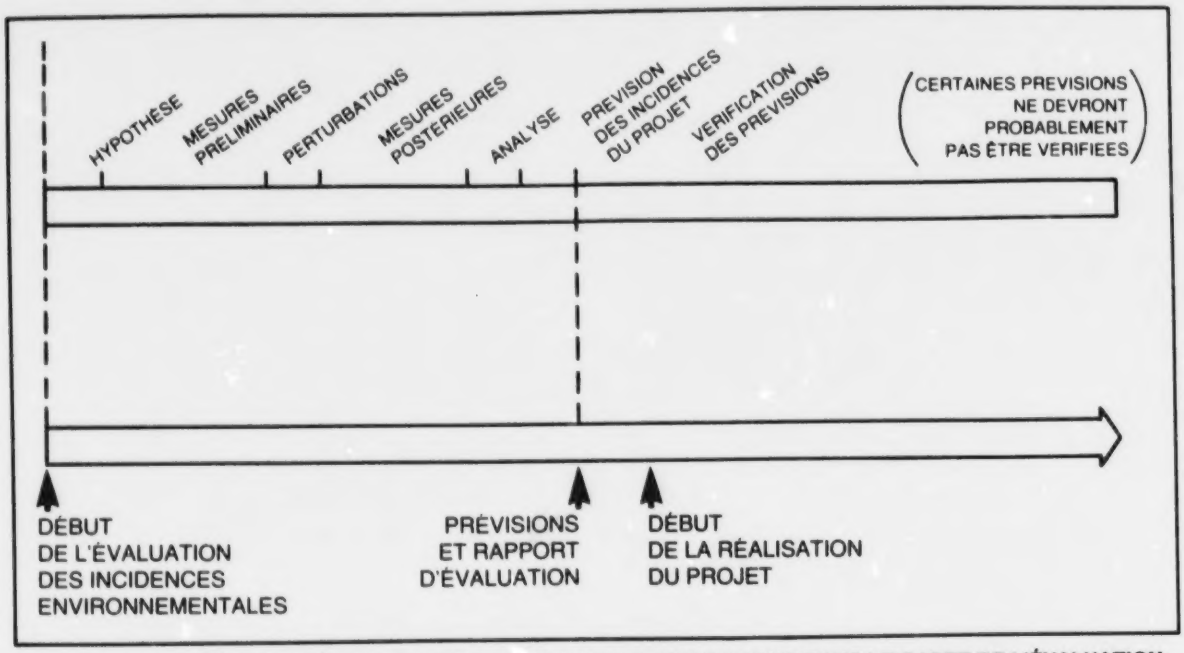


FIGURE 8-4 EXPÉRIENCE PRÉ-PROJET CONCERNANT LES PERTURBATIONS DANS LE CADRE DE L'ÉVALUATION ENVIRONNEMENTALE

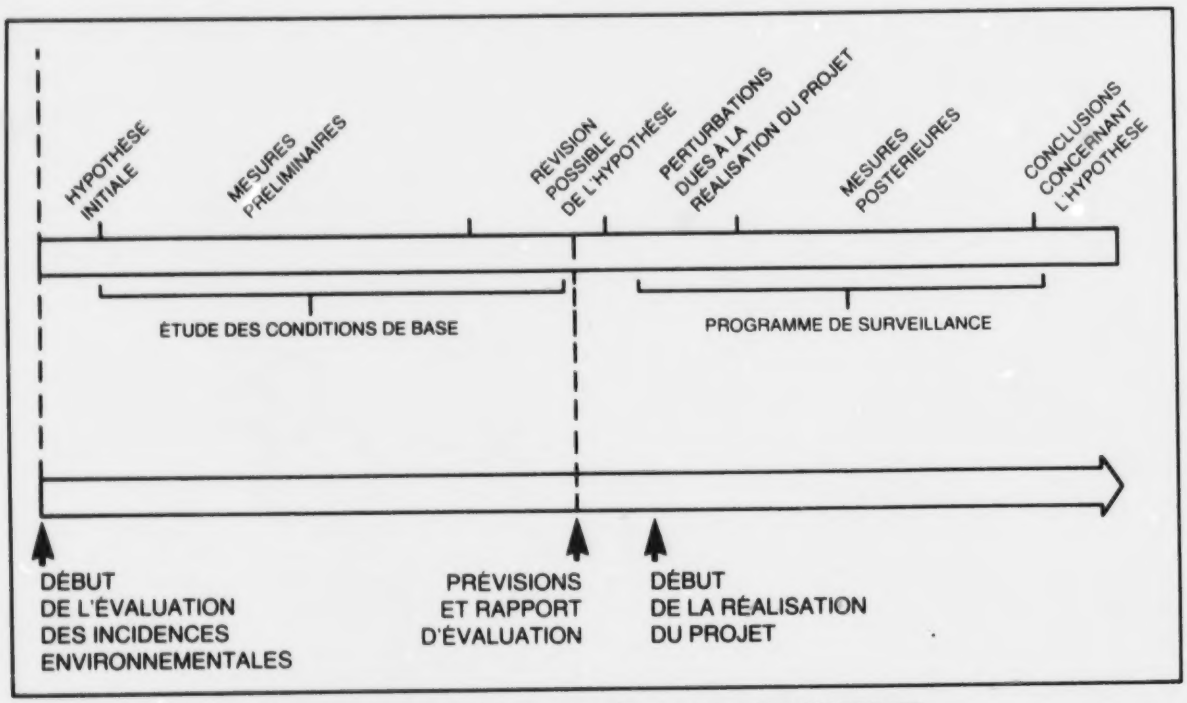


FIGURE 8-5 CADRE EXPÉRIMENTAL POUR L'ÉTUDE DES RÉPERCUSSIONS D'UN PROJET

été proposé de mesurer les niveaux réels de radioactivité à l'intérieur et à l'extérieur de la zone d'influence d'ouvrages similaires afin d'évaluer le degré de radioactivité provoqué par un projet d'aménagement éventuel. De même, l'étude des conditions de retenue au-dessus des barrages actuels peuvent sans nul doute fournir des renseignements valables concernant l'estimation du moment et de l'ampleur des incidences prévues au cours de l'exploitation d'un barrage projeté. A cet égard, les effets physiques et biologiques à long terme de l'aménagement de barrages dans des zones tempérées sont relativement bien connus (Lowe-McConnell, 1973; Baxter, 1977; Baxter et Glaude, 1980) et, dès 1972, il existait au Canada plus de 80 projets hydro-électriques d'envergure qui se prêtaient à l'étude (Efford, 1975).

En conclusion, nous insistons sur la nécessité d'utiliser différentes approches expérimentales dans les évaluations environnementales. Le but principal de ces dernières est de prévoir de façon précise les répercussions d'un projet sur des variables écologiques choisies; la meilleure façon d'arriver à des prévisions exactes est d'analyser les répercussions des projets antérieurs de même nature, de procéder aux expériences pertinentes en laboratoire ou sur les lieux, et d'étudier le projet lui-même dans un contexte expérimental.

«Pour certaines évaluations des incidences environnementales, il est impossible de faire des prévisions; dans ces cas le projet devrait être considéré comme une expérience où la surveillance permet de vérifier les hypothèses. De cette manière, il sera au moins possible d'améliorer la conception du projet suivant.»

«A l'avenir, l'utilisation des projets à titre expérimental, ou dans le cadre d'études de cas, permettra sans doute de rassembler des données plus utiles que celles tirées des programmes expérimentaux avant la réalisation du projet.»

«A mon avis, les évaluations environnementales devraient se faire sous forme de projets à échelle réduite.»

«En ce qui concerne les évaluations des incidences environnementales, nous devrions toujours procéder par comparaison d'ouvrages existants.»

«Revenons en aux études de cas!»

9 — L'ÉLABORATION D'UNE PERSPECTIVE ÉCOLOGIQUE

LES LEÇONS DE L'EXPÉRIENCE

«Le défi posé par l'évaluation des incidences est de trouver l'agencement de moyens et de disciplines scientifiques qui donne les meilleurs résultats.»

«Il faut, dans la mesure du possible, s'attacher à l'étude des phénomènes pertinents et non se pencher sans discernement sur tous les phénomènes qui se prêtent à l'étude pour décider par la suite de leur pertinence!»

«Je crois qu'un groupe de scientifiques bien informés pourrait, en une semaine ou deux, produire une EIE aussi valable que les études des conditions de base produites actuellement en deux ans de travail et au coût de plusieurs millions de dollars. L'EIE pourrait ainsi recommander quelques études précises en vue d'étayer l'évaluation globale.»

«Adopter une approche écologique pour l'évaluation des incidences n'équivaut pas nécessairement à adopter une approche écosystématique.»

«Il ne faut s'attarder aux niveaux «communauté» et «écosystème» que là où c'est vraiment nécessaire; la connaissance que nous avons actuellement de ces niveaux ne nous permet cependant pas de faire des prévisions.»

«Je crois qu'il ne serait pas sage de ne pas tenir compte du concept d'écosystème pour l'évaluation des incidences, particulièrement dans le cas de systèmes uniques tels que les estuaires et les marais».

L'enrichissement de la base écologique utilisée pour les études d'incidences n'est pas la solution à tous les problèmes concernant l'évaluation des incidences environnementales au Canada. On peut néanmoins avancer que l'évaluation des incidences équivaut à de l'écologie appliquée. Le respect, dans la mesure du possible, des principes fondamentaux de l'écologie peut être un élément important de concentration des efforts considérables qui sont déployés en matière d'études d'incidences. Donc, le classement suivant un ordre de priorité des études écologiques à effectuer doit être fonction, en partie, de la base de connaissances conceptuelles ou théoriques constituée par la science de l'écologie au sujet des phénomènes naturels particuliers d'intérêt. Pour organiser et concevoir les études, il faut avoir recours aux principes écologiques les plus appropriés, à condition que l'on comprenne bien ces derniers et que l'on puisse les appliquer dans des conditions réalistes compte tenu du temps et des ressources dont on dispose.

On devrait ainsi aboutir à un effort limité et plus concentré basé sur un compromis entre les besoins d'information des preneurs de décisions et les résultats optimaux d'un programme équilibré d'études appliquées à court terme. Dans le cas d'études préliminaires à des travaux d'aménagement, le besoin le plus immédiat est d'élaborer un cadre conceptuel approprié et d'établir une justification écologique pour guider la conception et la réalisation des études de façon plus efficace. Pour ce qui est des programmes de surveillance subséquents aux travaux, le facteur temps est moins contraignant; cependant, il faut établir des cadres écologiques semblables dès le début, étant donné que l'utilité des résultats de la surveillance dépend de la valeur des études menées avant le début de la réalisation du projet. Enfin, l'utilisation de principes écologiques dans les études d'incidences renforcera la base de prévision des effets, laquelle est en grande partie basée sur la connaissance que nous avons des fonctions et processus écologiques.

Les chapitres suivants dans cette partie du rapport contiennent un certain nombre d'exemples d'études d'évaluation d'incidences, ou d'activités connexes, pour lesquelles des concepts écologiques ont été suggérés ou utilisés. Ils témoignent de l'intuition et de l'imagination des investigateurs et donnent une idée des approches écologiques possibles dans les évaluations d'incidences environnementales. Ce sont bien sûr les cas dans lesquels une approche écologique a été clairement adoptée qui seront le plus utiles aux personnes directement chargées des évaluations d'incidences environnementales; il n'en reste pas moins que l'on peut tirer de l'expérience un certain nombre d'enseignements généraux. Ces généralisations reflètent les exigences scientifiques analysées dans les chapitres précédents, ainsi que certaines considérations écologiques relatives à l'établissement des objectifs d'une évaluation d'incidences et à l'organisation des études dont elle est composée. Ceux qui sont mêlés à la réalisation ou à l'examen des évaluations d'incidences seraient bien avisés de prendre les enseignements qui suivent en considération pour leurs propres études avant de se lancer dans des programmes de collecte de données longs et coûteux.

1. Toujours s'efforcer de concevoir un type d'étude qui prévoie la possibilité de mesurer les changements après le début de réalisation du projet.

En supposant au départ qu'il y aura une surveillance postérieure au développement, que cela soit ou non le cas, les chercheurs sont obligés de faire un choix plus judicieux de leurs variables d'étude. Ils doivent envisager soigneusement la possibilité d'obtenir des mesures raisonnablement exactes dans les délais impartis, et évaluer jusqu'à quel point les variables en question risquent d'être influencées par la réalisation du projet. Sans cette hypothèse d'une surveillance postérieure, il est peu probable qu'une base appropriée, permettant de mesurer les variations, soit établie dès l'origine.

2. Etablir un compromis entre l'étude des éléments importants d'un écosystème et celle des éléments secondaires les plus proches pour lesquels il est possible de faire des prévisions utiles; user de jugement professionnel pour extrapoler ces prévisions dans le domaine des éléments importants d'un écosystème.

Pour diverses raisons, il est souvent impossible de prédire avec une précision suffisante les effets d'un projet sur les espèces auxquelles le grand public s'intéresse. L'étude devrait alors porter sur les variables physiques ou biologiques qui sont le plus étroitement reliées à ces espèces importantes et qui se prêtent en même temps à l'expérimentation et à la modélisation. Les résultats obtenus peuvent ensuite être extrapolés aux éléments importants de l'écosystème, en s'appuyant sur l'opinion des experts. Une telle approche tient compte de nos capacités limitées de prévision des impacts biologiques aux échelons supérieurs de la chaîne trophique, et permettrait d'établir une distinction entre les avis basés sur des faits, et les conclusions fondées sur le jugement de spécialistes.

3. Il faut tirer profit au maximum des informations que l'on peut tirer des phénomènes naturels, des faits d'origine humaine et des données naturelles elles-mêmes.

Il faudrait, chaque fois que c'est possible, effectuer une analyse rétrospective des effets d'événements antérieurs, qu'il s'agisse de phénomènes naturels ou d'activités humaines, qui ont un rapport avec le projet envisagé. De telles études peuvent fournir de précieux renseignements au sujet des effets environnementaux prévus, suite à la réalisation de projets entraînant des perturbations semblables. De la même façon, tous les efforts devraient être tentés pour faire remonter le plus loin possible dans le passé l'acquisition des données des conditions existantes avant le projet, par l'étude de la croissance des organismes ou par l'accumulation physique et biologique de la matière.

4. Orienter les programmes d'acquisition de données numériques selon une définition statistique de la variation naturelle des composantes environnementales dans l'espace et dans le temps.

En général, la fiabilité des mesures effectuées sur un échantillon est fonction de leur résolution en termes statistiques. Sans une définition statistique appropriée des variables, il n'y a aucune façon objective de distinguer les changements provoqués par le projet par rapport aux variations naturelles.

5. Il faut préciser un soupçon généralisé concernant une incidence éventuelle jusqu'à ce que ce soupçon puisse être énoncé sous forme d'une question précise pour laquelle une réponse numérique soit possible, ou sous forme d'une hypothèse vérifiable.

La façon dont les questions sont posées trahit le niveau de l'étude. S'il est impossible de poser le problème avec un certain degré de précision c'est que l'on n'est pas encore capable de le résoudre. C'est pourquoi il vaut mieux élaborer d'abord une série de questions précises afin non seulement d'assurer que l'ensemble des efforts de recherche est bien planifié au départ, mais aussi d'augmenter le degré d'utilité des informations recueillies.

6. Il faut d'abord tenter de prévoir les changements provoqués par le projet dans les composantes physiques et chimiques, ainsi que l'incidence directe de ces changements sur les organismes, et considérer ensuite les effets indirects causés par les modifications de l'habitat ou de la chaîne alimentaire.

Les modèles de transport et d'évolution physiques sont, en général, beaucoup plus fiables comme moyens de prévision que les modèles incorporant des phénomènes biologiques. Etant donné que normalement les composantes biologiques des écosystèmes réagissent aux variations des composantes physiques ou chimiques, il est logique de tenter de comprendre d'abord ces dernières. Les évaluations d'incidences environnementales sont souvent centrées sur l'habitat comme lien principal entre les composantes abiotiques et biotiques d'un écosystème. L'expérimentation ou la modélisation, ou les deux, devraient servir à traduire la perte d'habitat en termes de conséquences à long terme pour les espèces importantes.

7. Il pourrait être tout aussi important d'étudier le potentiel de récupération à long terme d'un écosystème (ou de ses éléments) suite à une incidences prévue, que de prévoir les effets initiaux de la perturbation.

Trop souvent, les évaluations d'incidences environnementales ne traitent que de l'incidence en soi au lieu d'examiner les conséquences écologiques de cette incidence. Nous savons, intuitivement, qu'il ne faut pas perturber les systèmes naturels dont on pense que les possibilités de récupération sont faibles. En tentant au début de caractériser les écosystèmes sous cet angle, nous pourrions établir le degré d'effort consacré à la prévision de l'incidence.

«L'analyse sédimentaire peut constituer un bon dossier historique. L'évaluation d'incidences devrait toujours s'efforcer de s'appuyer sur des archives naturelles.»

«Il faut avoir une idée claire des aspects physiques du projet avant de pouvoir poser des questions écologiques précises.»

«Un plan d'étude et, par conséquent, les inférences qui peuvent être faites ne peuvent être que très fragiles lorsque l'étude n'est entreprise sérieusement qu'après l'apparition d'une perturbation.»

«Trop souvent, les questions posées dans le cadre d'une évaluation d'incidences environnementales sont tellement générales qu'il est impossible d'y répondre.»

«La première liste de contrôle à établir au début d'une évaluation d'incidences est celle de toutes les personnes qui pourraient, d'une façon ou d'une autre, y participer ou y apporter une contribution quelconque.»

«L'évaluation d'un projet entraînant une pollution devrait commencer par un examen des équilibres massiques bruts.»

CONCEPTUALISATION DU PROJET ET DE L'ENVIRONNEMENT

Le projet

Généralement, les personnes chargées des évaluations d'incidences environnementales ont tendance à «superposer le projet à l'environnement». Normalement, on justifie cette manière de faire par la nécessité d'obtenir le plus tôt possible des informations détaillées au sujet des divers aspects du projet en question. De toute façon, ces informations seront finalement nécessaires pour établir le plan détaillé des études d'évaluation à entreprendre. Toutefois, comme l'ont souligné de nombreux participants aux ateliers et beaucoup d'auteurs (Holling, 1978; Fritz et al, 1980; Kumar, 1980; Truett, 1980), il faut tenter de conceptualiser les interactions projet-environnement dès le stade initial de la conception de l'étude. Cet effort de conceptualisation devrait aider à définir le cadre de référence le plus approprié dans les contextes de l'écologie et du processus d'évaluation d'incidences.

Les concepts sont tout simplement des instruments qui aident à comprendre. Il peut y avoir plusieurs concepts valables pour un phénomène particulier quelconque, cependant certains sont des approximations plus proches de la réalité que d'autres. Les auteurs mentionnés ont cité un certain nombre d'exemples où des approches conceptuelles ont été élaborées pour divers projets et problèmes de gestion des ressources; nous encourageons le lecteur à consulter leurs ouvrages pour de plus amples détails à ce sujet. Dans la majorité des cas, il ressort que les chercheurs tirent autant profit du processus de conceptualisation que des concepts mêmes.

Nous présentons, dans ce chapitre, un cadre théorique général qui, croyons-nous, peut aider à situer un projet donné dans son contexte écologique et d'évaluation d'impact (fig. 9-1). On part du principe que, vu sous l'angle de systèmes, toute activité dans le cadre d'un projet, qu'il s'agisse de construction ou d'exploitation, a pour résultat d'introduire, de supprimer ou de redistribuer dans un système naturel, tel que compris dans des limites déterminées, des composantes physiques (p.ex., sédiments, eau, minéraux), chimiques (p.ex., hydrocarbures, pesticides, rejets industriels, etc.), biotiques (p.ex., récoltes, prédateurs, maladies, etc.), ou de l'énergie (p.ex., chaleur). On présume que la nature et le niveau de ces composantes ou la quantité d'énergie, peuvent être déterminés au moyen des données détaillées concernant le projet. A ce stade, le cadre théorique reflète les concepts sous-tendant les modèles d'entrée/sortie.

Au début, ces additions, suppressions ou redistributions peuvent être considérées comme des changements structuraux apportés au système. Dans une évaluation d'incidence, le rôle du praticien consiste à déterminer si ces changements se traduisent par des perturbations dans les composantes importantes du système. Les caractéristiques de ces composantes, ainsi que la nature des additions, suppressions ou redistributions en jeu, déterminent la gamme des options qui s'offrent pour l'étude des incidences directes éventuelles (les modèles de transport et d'évolution appropriés) et des effets d'ordre supérieur (les relations et fonctions écologiques pertinentes). Ces options, à leur tour, devraient conduire à une modélisation plus détaillée ou à une série d'expériences en laboratoire ou sur les lieux.

Les avantages d'un cadre théorique même aussi simple que celui-ci sont évidents. Disons, par exemple, qu'une activité quelconque entraînera l'apport d'une quantité connue d'un métal lourd dans un système aquatique. Les caractéristiques du métal en question vont déterminer dans quelle mesure celui-ci peut être transporté par l'eau et/ou s'accumuler dans les sédiments et être transporté dans ceux-ci; si ses caractéristiques ne sont pas connues, des expériences en laboratoire ou sur les lieux pourraient fournir certaines indications à ce sujet. Il va de soi que, dans ce cas, le phénomène écologique intéressant est l'accumulation biologique et qu'il faut, par conséquent, procéder à des expériences dosage/réponse sur des «espèces-cibles» définies ou à une étude de la chaîne alimentaire, advenant que des relations trophiques soient en cause. Ces activités bien définies permettraient également de déterminer les besoins en données quantitatives de base.

Prenons un autre exemple. Une activité telle que la réalisation d'un programme de drainage peut entraîner un prélèvement d'eau important dans un secteur étendu de marais. Les modèles hydrologiques permettent de prévoir à quel niveau la nappe phréatique devrait se stabiliser. L'application des principes généraux de la succession des communautés végétales, au complexe d'espèces présent dans les marais en question, et aux changements prévus dans le régime d'humidité, pourrait servir à prévoir la communauté végétale future dans des limites temporelles et spatiales précises. Il serait toutefois difficile de prévoir rigoureusement les effets des modifications de l'habitat sur les espèces considérées à cause de la complexité de la plupart des interactions espèces/habitat. Il est en outre peu probable que les effets de la perte d'habitat sur la dynamique à long terme des populations de ces espèces puissent être déterminés à l'avance.

Comme en témoignent ces exemples, le cheminement logique résultant de l'adoption d'un cadre théorique peut être fort simple. Par ailleurs, le cadre théorique présenté dans la figure 9-1 peut être élargi à mesure que les relations fonctionnelles entre les activités du projet et les paramètres importants sont définis plus en détail. En fait, à ce niveau, le cadre théorique se transforme en un modèle conceptuel opérationnel. Quel que soit le degré de détail auquel ce cadre théorique ou tout autre cadre conceptuel est amené par les évaluateurs d'impact, les études subséquentes bénéficieront des avantages suivants:

a) le projet pourrait être divisé en parties plus faciles à traiter;

b) concentration sur la nature et la source de la perturbation;

c) les limites temporelles et spatiales seraient établies dès le début;

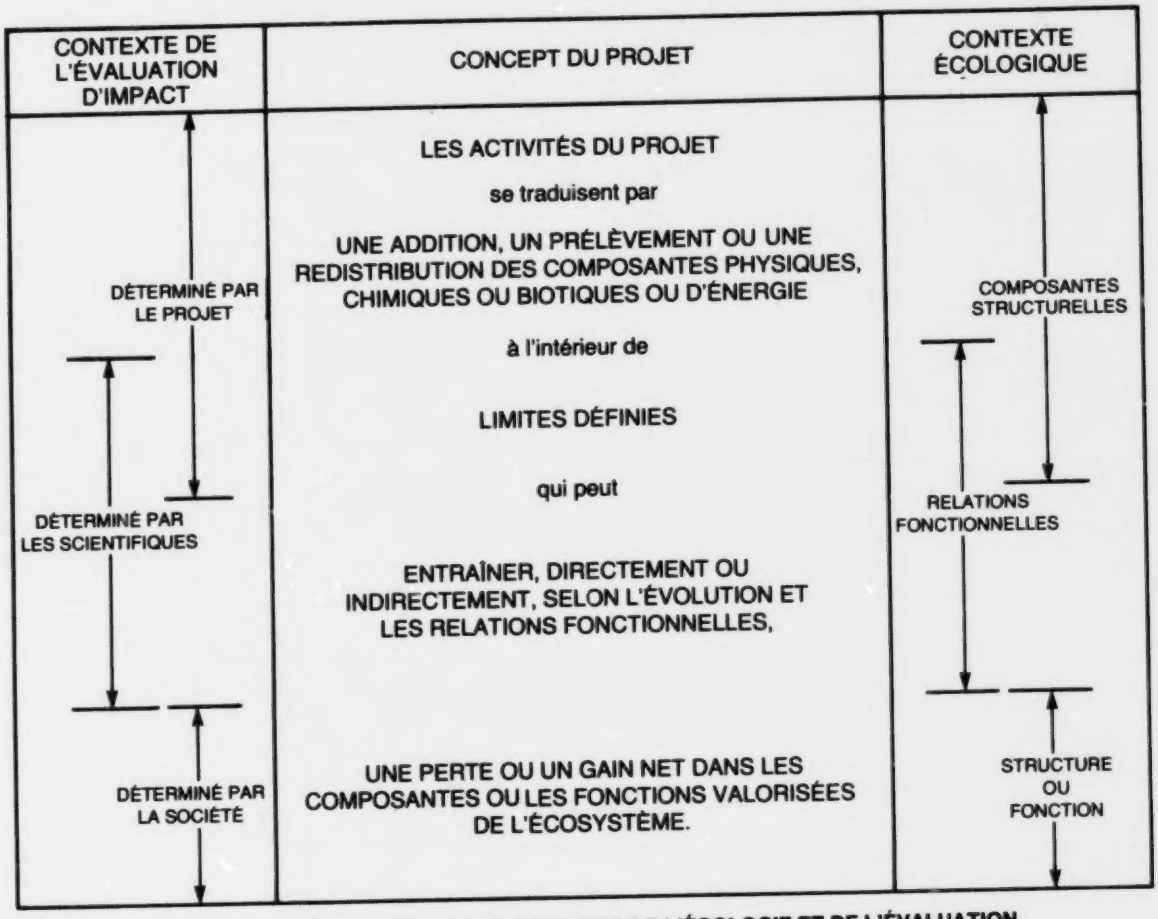


FIGURE 9-1 EFFETS D'UN PROJET DANS LES CONTEXTES DE L'ÉCOLOGIE ET DE L'ÉVALUATION

d) les éléments importants de l'écosystème seraient reconnus comme point central de l'évaluation;

e) on aurait une progression logique allant des composantes physico-chimiques aux composantes biotiques;

f) les relations écologiques fonctionnelles seraient prises en considération chaque fois que possible;

g) un plan-type reconnaissable de présentation des résultats de l'étude.

Malheureusement, pour toutes sortes de raisons, il est rare de trouver une évaluation des incidences environnementales conçue suivant un cadre théorique reconnaissable. C'est d'ailleurs pourquoi, souvent, on accorde une importance exagérée, au début, à la «tuyauterie» du projet au détriment de la perspective écologique.

L'environnement

Il est aussi important de conceptualiser l'environnement du point de vue écologique en ayant le projet fermement à l'esprit. Suivant l'habitude de «superposer le projet à l'environnement», l'«environnement» a généralement consisté en une description prolixe de divers éléments structuraux du système, comportant des données quantitatives limitées. Cela ne donne qu'une très vague idée des interactions qui peuvent éventuellement se produire entre le projet et ces éléments structuraux, et notamment avec le biote. Selon nous, l'adoption, dès le début du processus d'évaluation, d'une approche conceptuelle plus structurée de l'environnement aiderait les évaluateurs à définir les principales interactions projet/environnement et à orienter les recherches nécessaires à l'élucidation de ces interactions.

Nous présentons ici deux cadres théoriques généraux s'appliquant au domaine biotique. Ces cadres peuvent, à première vue, sembler plutôt académiques et ne présenter

que peu de possibilités d'application réelles pour l'évaluation d'incidences. Toutefois, l'adoption de modèles conceptuels ou mathématiques perfectionnés comme cadres analytiques ne restera qu'un voeu pieux tant qu'on n'aura pas montré que même les concepts écologiques de base peuvent être utilisés avec profit. L'analyse qui suit indique de quelle façon de simples prémisses écologiques peuvent aider à orienter autant l'approche que la conception finale des études d'évaluation d'incidences. Les cadres théoriques proposés ci-dessous ne sont pas, bien sûr, les seuls qui puissent faciliter la conceptualisation de l'environnement; plusieurs auteurs (p. ex., Fritz et al, 1980; Kumr, 1980) ont en effet proposé d'autres façons de tenir compte de l'environnement dans les procédures d'évaluation. Il est d'ailleurs clairement apparu au cours des ateliers, que de nombreux experts-conseils et promoteurs, directement engagés dans le processus d'évaluation, ont déjà une idée personnelle de la façon dont il faut conceptualiser l'environnement. Nous tenons quand même à présenter ici ces deux cadres théoriques, afin d'étayer notre thèse selon laquelle de tels travaux de base doivent précéder la planification de l'étude, pour que le programme sur les lieux et l'analyse prévisionnelle soient orientés de façon précise.

En écologie, une population désigne un ensemble défini d'organismes appartenant à une même espèce; la communauté est un ensemble de populations de diverses espèces; et la biocénose recouvre soit une communauté ou un ensemble de communautés, selon la façon dont l'écosystème est défini et délimité. Le premier tableau synoptique (fig. 9-2) est basé sur la reconnaissance du fait que la réponse du biote aux perturbations, à quelque niveau que ce soit dans la hiérarchie écologique, se manifeste par la combinaison, sous une forme ou une autre, des réponses au niveau de chaque organisme. Du point de vue de l'évaluation des incidences, cette approche sous-tend deux questions fondamentales soulevées par les scientifiques (i) à quel niveau biologique se trouvent les composantes valorisées de l'écosystème dans cette évaluation, et (ii) à quel niveau biologique est-il possible soit de prévoir, soit de détecter, la perturbation prévue? Malheureusement pour tous les intéressés, souvent ces niveaux ne coïncident pas. En effet, la plupart des préoccupations semblent être situées au niveau de la population, c'est-à-dire dans quelle mesure une population X sera-t-elle perturbée par le projet? Et parfois seulement elles sont situées aux niveaux communauté ou écosystème (par exemple, une communauté forestière relictuelle ou un écosystème de marais salant).

Pourtant, notre capacité de prévoir ou de mesurer les changements attribuables à l'activité humaine est souvent très faible au niveau de la population. Cela peut être attribué, d'une part, à notre mauvaise compréhension des mécanismes qui contrôlent les variables de la population et, d'autre part, au caractère extrêmement changeant de ces variables. C'est peut-être au niveau de chaque organisme (et peut-être, jusqu'à un certain point, au niveau de la communauté et de l'écosystème) que résident nos meilleures chances d'établir des prévisions exactes et de détecter des changements avec succès. C'est d'ailleurs ce qui fait l'intérêt du tableau synoptique présenté à la figure 9-2: dans les cas où il semble impossible de prévoir ou de mesurer les

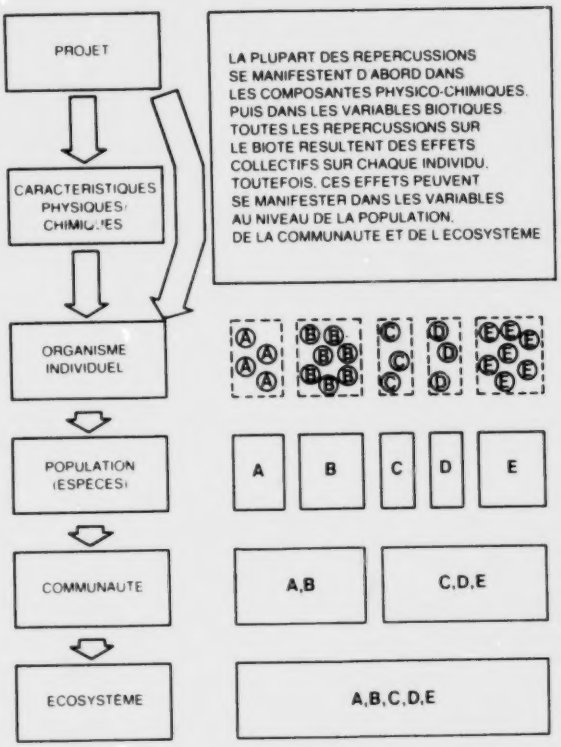


FIGURE 9-2 LA CHAÎNE DES RÉPERCUSSIONS ET LES RELATIONS STRUCTURELLES DU BIOTE

changements au niveau de la population pour une espèce donnée, il peut être plus opportun d'examiner d'abord la réponse des individus aux changements provoqués par la réalisation d'un projet, et d'extrapoler par la suite ces réponses individuelles au niveau de l'ensemble de la population. Cette façon de conceptualiser le biote pourrait ouvrir les perspectives les plus prometteuses pour les études.

Notre second cadre de référence comporte une analyse particulière de la structure trophique du milieu étudié (figure 9-3). Les relations entre les divers niveaux deviennent très importantes dans le cas d'incidences atteignant les espèces valorisées par l'intermédiaire de la chaîne alimentaire. La première chose qui ressort de ce schéma est que le projet, habituellement par les modifications qu'il apporte à l'environnement physique et chimique, peut avoir ses premières répercussions sur le biote à n'importe quel niveau, sinon à tous, de la chaîne alimentaire. Si le niveau perturbé coïncide avec celui de l'espèce considérée, c'est qu'aucune relation de la chaîne alimentaire n'est en cause. C'est le cas, par exemple, lorsque les marmettes aquatiques (un oiseau de mer colonial sub-arctique), rencontrent une nappe d'hydrocarbures pendant leur migration marine de

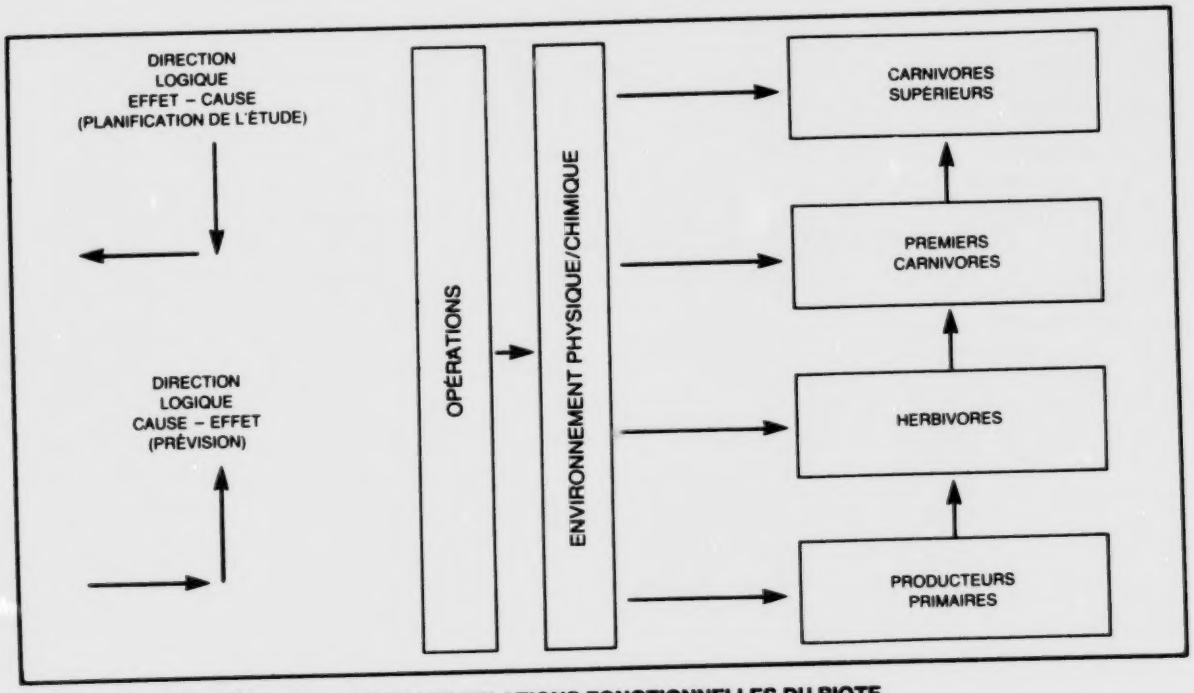


FIGURE 9-3 LA CHAÎNE D'IMPACT ET LES RELATIONS FONCTIONNELLES DU BIOTE

fin d'été, alors qu'elles sont dans l'incapacité de voler. De tels cas d'interaction directe ne sont pas fréquents, car (i) les espèces valorisées sont invariablement situées aux échelons supérieurs de la structure trophique de leur communauté et (ii) les projets perturbent souvent les espèces et les fonctions écologiques qui se trouvent à la base de la structure trophique.

La question de la chaîne alimentaire a donné lieu à un débat animé au cours des ateliers, particulièrement au sujet de la façon de l'aborder:de bas en haut ou de haut en bas. Il nous semble que, pour planifier un programme d'étude en vue d'une évaluation d'impact, il est plus pratique d'identifier d'abord le niveau trophique des espèces importantes (de même que le niveau auquel les premiers effets du projet sur le biote devraient se produire), puis de déterminer les principaux processus et relations trophiques (c.-à-d. les mécanismes de cause à effet et régulateurs) du système à partir *du sommet* du réseau trophique, soit en allant *vers le bas* (voir Truett, 1978, pour de plus amples informations). Par contre, pour la prévision des incidences, on part normalement du projet lui-même, puis on analyse ses effets sur l'environnement physico-chimique, sur les niveaux inférieurs de la structure trophique (le cas échéant) et, enfin, sur l'espèce «valorisée». Il s'agit donc de deux cheminements en sens opposé dans la même chaîne de relations. Pourtant tous deux semblent occuper une place importante dans l'élaboration d'une approche fondamentale en matière d'évaluation environnementale.

Nous avons présenté ces schémas non pas parce que nous voulons les proposer comme «la» base pour la conceptualisation des impacts environnementaux, mais plutôt parce que nous croyons qu'un examen préliminaire sérieux des principales contraintes et possibilités pouvant se présenter dans une étude d'évaluation, et qui sont rendues évidentes par ces simples schémas, devrait forcer les praticiens à considérer attentivement les aspects écologiques de leur programme d'étude.

«Si un individu n'est pas touché par une éventuelle source d'incidences, alors la population ne le sera certainement pas.»

«Pour conceptualiser les impacts, je pars des changements physiques, passe ensuite aux échelons inférieurs de la chaîne alimentaire, puis remonte jusqu'aux échelons supérieurs. Mais il me faut quand même connaître ce qui est important au sommet pour pouvoir décider quoi étudier à la base.»

«Mon approche personnelle consiste à partir des paramètres ultimes, qui englobent les principaux attributs à évaluer, et à remonter ensuite jusqu'au projet.»

«La structure trophique est un système pratique et révélateur pour étudier le biote et, étant donné que les préoccupations principales de l'évaluation d'incidences environnementales portent sur le biote, cela peut être très important.»

PORTÉE SOCIALE VS PORTÉE ÉCOLOGIQUE

Portée sociale

«Nous avons indéniablement besoin d'un tamisage rigoureux pour arriver à cerner les préoccupations écologiques principales.»

«Il faut établir un ordre de priorité, car on ne peut tout étudier. Une façon de le faire consiste à centrer les études sur les espèces présentant une importance économique et écologique.»

«Pour ce qui est du programme de collecte de données des conditions de bases, l'industrie détermine d'abord ce qui intéresse le public et l'administration, et cela se situe habituellement au niveau de la population.»

L'établissement de la portée des incidences a fait récemment son apparition dans le domaine de l'évaluation des incidences environnementales suite aux règles adoptées aux États-Unis en 1979 en vertu de la NEPA. Ces règles stipulent que les agences principales doivent, dès le début du processus d'évaluation, déterminer la portée des problèmes qui seront abordés et déterminer les problèmes importants liés à l'action proposée (Council on Environmental Quality, 1980). A cette fin, les organismes en question doivent prendre soigneusement en considération les informations pertinentes pour l'évaluation, s'assurer de la participation d'autres organismes, et consulter le public.

Cela constitue une reconnaissance quelque peu tardive de la nécessité d'établir clairement les grandes lignes de l'évaluation dès le début du processus; à défaut de procéder ainsi, il est peu probable que l'on obtienne des résultats utiles et fiables. L'établissement de la portée des incidences donne en effet l'occasion au public de jouer un rôle si l'on traduit les termes mêmes de la NEPA «restaurer et maintenir la qualité de l'environnement au profit du bien-être et du développement de l'humanité» en des principes concrets pour les évaluations d'incidences. Pour avoir une idée des problèmes que peuvent poser les études d'évaluation lorsqu'on néglige de considérer l'aspect social sous une forme quelconque, il suffit d'imaginer la figure 9-1 privée de son élément inférieur.

Il n'existe aucun moyen infaillible de prévoir l'attitude du public dans ce domaine, ne serait-ce que parce que les valeurs sociales changent avec le temps. Comme nous l'avons déjà vu, les participants aux ateliers ont donné collectivement leur opinion au sujet des facteurs environnementaux qui, selon eux, influent sur ce que la société estime être important. Bien qu'un tel établissement de la portée sociale risque souvent de se rapprocher de la philosophie, les concepts qu'elle permet de dégager pourraient éventuellement être inclus dans une règlementation des évaluations d'incidences. Prenons, par exemple, la citation suivante tirée des U.S. Atomic Energy Commission's Directorate of Regulatory Standards (USAEC, 1973; telle que citée par Eberhardt, 1976):

«Une espèce, qu'elle soit animale ou végétale, est jugée *importante* (1) si elle présente une valeur commerciale ou récréative, (2) si elle est rare ou menacée d'extinction, (3) si elle perturbe le bien-être de certaines espèces jugées importantes en vertu des deux critères précédents, ou encore (4) si elle est essentielle pour la structure et la fonction de l'écosystème.»

Comme le fait remarquer Eberhardt (1976), il est pratiquement impossible de traduire des expressions telles que «bien-être» en termes opérationnels; nous ne pouvons non plus, dans la plupart des cas, comprendre la structure et la fonction des systèmes naturels et encore moins déterminer l'aspect fondamental des diverses composantes.

Pour avoir une portée pratique, l'établissement de la portée sociale est souvent fait en fonction des espèces végétales ou animales jugées importantes par la société. C'est pourquoi, en plus d'autres critères écologiques, Cairns (1975) proposa l'utilisation de valeurs commerciales, récréatives ou esthétiques comme bases pour dresser une liste d'espèces fondamentales. De la même façon, Truett (1978) a orienté un programme important de recherche d'incidences en fonction de certaines «espèces-clés» définies d'après leur abondance et leur valeur commerciale, récréative et alimentaire. Comme il le dit lui-même (Truett, 1978):

«Nous avions de bonnes raisons de concentrer la recherche sur les espèces jugées d'importance immédiate par la société. Premièrement, il est difficile d'attribuer une »valeur« environnementale aux espèces qui ne sont pas utiles à l'homme et, deuxièmement, les espèces qui présentent peu de valeur intéressent peu les décideurs. Enfin, de crainte de l'oublier, soulignons que l'objectif ultime d'une évaluation est d'influer sur les décisions qui seront prises.»

Dans deux ouvrages, contenant des directives techniques très détaillées à l'usage des évaluateurs d'incidences environnementales (Fritz et al, 1980; et States et al, 1978), les valeurs sociales et économiques sont considérées comme des facteurs importants en vue de réduire la gamme des composantes de l'écosystème et de rationaliser l'effort de recherche.

D'une certaine façon, le fait de définir ce qu'est une incidence importante constitue une première tentative de réduire le champ des études d'évaluation aux effets les plus importants. C'est ce qui ressort du rapport d'évaluation rédigé dans le cadre du programme de prospection en mer dans le secteur méridional du détroit de Davis (Imperial Oil Ltd. et al, 1978); dans ce rapport, la notion d'importance comprend la réduction de populations d'espèces considérées comme essentielles sur le plan commercial ou alimentaire pour les utilisateurs locaux. Un représentant de la compagnie, qui participait à l'un des ateliers, a d'ailleurs fait état de l'utilisation courante d'un simple exercice d'établissement de la portée des incidences pour orienter les travaux d'évaluation. Cet exercice tient compte de quatre catégories d'espèces: les espèces présentant une importance commerciale, celles présentant une importance à titre d'indicateur, celles présentant une importance écologi-

que, et celles situées aux echelons supérieurs de la structure trophique. Les évaluateurs d'incidences ont tenté, dans la mesure du possible, d'étudier un certain nombre d'espèces appartenant à chaque catégorie.

La majorité des participants aux ateliers ont convenu de la nécessité de procéder, dès le début du processus d'évaluation, à l'établissement de la portée sociale. Les récentes discussions concernant le projet de directives relatives à l'évaluation du projet de production de pétrole dans la mer de Beaufort peuvent être considérées comme un exercice d'établissement de la portée des incidences. Il semble, cependant, d'après la version finale de ces directives (Commission d'évaluation environnementale du projet de la mer de Beaufort, 1982), que cet exercice n'ait pas été couronné de succès. En effet, ce document incite les promoteurs à analyser le milieu biologique, depuis les micro-organismes jusqu'aux mammifères. Bien que les derniers chapitres de ce document suggèrent de limiter les études aux effets «considérés comme importants», ce n'est qu'à la fin d'une annexe que le vrai sens de cette directive devient évident, c.-à-d. «que l'étude devrait porter principalement sur les espèces qui, à l'heure actuelle, présentent une valeur directe pour la société, telles les espèces rares ou menacées d'extinction, ou encore les espèces importantes du point de vue alimentaire, scientifique, commercial ou récréatif».

Portée écologique

Tandis que l'établissement de la portée sociale d'une évaluation repose sur l'opinion publique et des jugements de valeur, la transposition des composantes valorisées d'un écosystème en termes appropriés aux études à caractère écologique relève des spécialistes. Puisqu'il est souvent très difficile de prévoir directement les répercussions d'un projet sur une espèce importante, il faut donc tenter de les évaluer approximativement, de façon indirecte. Dans un tel contexte, l'établissement de la portée sociale peut être considéré comme l'établissement des termes dans lesquels exprimer les incidences alors que l'établissement de la portée écologique représente les termes d'après lesquels les incidences peuvent effectivement être étudiées ou devraient être étudiées.

On peut déterminer la portée écologique d'une évaluation d'impact en répondant aux quatre questions fondamentales suivantes:

a) Y a-t-il des raisons de croire que les composantes importantes de l'écosystème seront perturbées directement ou indirectement par le projet?

Bien que cette première question semble aller de soi, elle est souvent omise dans les études d'évaluation d'incidences. Peut-être cet oubli découle-t-il logiquement du fait qu'on néglige souvent de définir les composantes importantes de l'écosystème dès le début. En général, il est difficile de répondre à cette question sans une compréhension minimale du projet étudié et sans avoir effectué au préalable un examen des documents et des résultats des études de reconnaissance.

Selon Fritz et al, (1980), en mettant en regard les connaissances de base concernant les perturbations attribuables à un projet donné et les caractéristiques physiologiques, historiques ou démographiques des espèces importantes, il est possible d'obtenir une première indication des probabilités d'interaction. Les évaluations de deux projets hydro-électriques à Terre-Neuve en constituent un bon exemple. Il est généralement admis que le caribou, dans cette province, fait partie de ces espèces importantes. Des études antérieures concernant l'aménagement du cours de la rivière Upper Salmon (Newfoundland and Labrador Hydro, 1980a; 1981a) ont établi que la région visée par le projet englobait une aire de mise bas et des routes migratoires importantes pour le caribou. On a donc décidé d'entreprendre des études à long terme au sujet de cette espèce. Par contre, des relevés effectués aux environs du projet de la rivière Cat Arm (Newfoundland and Labrador Hydro, 1980b; 1981b) ont fait ressortir que les répercussions sur le caribou seraient minimes; aucune étude supplémentaire n'a donc été entreprise dans ce cas.

La situation inverse peut également se présenter. Au cours d'entrevues avec des personnes travaillant au projet du secteur méridional du détroit de Davis, nous avons appris qu'il n'avait pas été tenu compte des morses au début dans l'évaluation. Ils ont toutefois été ajoutés à la liste des espèces importantes par la suite, lorsque les inspections sur les lieux révélèrent qu'un certain nombre de colonies vivaient dans la zone d'influence du projet.

Cette première question concernant les possibilités d'interaction entre le projet et les composantes importantes de l'écosystème s'applique autant aux processus écologiques qu'aux espèces. Par exemple, Truett (1978), dans son analyse du choix des processus-clés à étudier (c.-à-d. les processus considérés comme vitaux pour les espèces-clés), a d'abord inclus l'effet régulateur de la lumière incidente sur la production du phytoplancton dans une lagune. Toutefois, comme le projet étudié ne devait pas avoir d'influence sur les régimes de luminosité, ces effets n'ont finalement pas été étudiés.

> *«Idéalement, nous n'étudions que les paramètres et processus sur lesquels le projet considéré peut avoir des répercussions.»*

b) Est-il réaliste de tenter d'étudier directement les effets du projet sur les composantes importantes de l'écosystème?

Lorsque les composantes importantes sont des populations, ce qui est souvent le cas, il est difficile de prévoir ou de mesurer directement l'impact d'un projet en termes de changement. Comme nous l'avons déjà mentionné, ces difficultés peuvent être attribuées à la variabilité spatiale et temporelle des populations, ce qui pose de sérieux problèmes d'échantillonnage. Dans une analyse exhaustive d'études au sujet de la variabilité des populations, Eberhardt (1978) résume le problème de la façon suivante: «Quel est le changement ou la différence minimum qu'une étude don-

née peut détecter de façon fiable?» Il ressort clairement de l'étude de Eberhardt et d'autres ouvrages (Anonyme, 1974; Hartzbank et McCusker, 1979) que l'échantillonnage nécessaire pour détecter les changements mêmes majeurs dans la dimension des populations peut dépasser de beaucoup la capacité des évaluations d'incidences environnementales.

Cela est particulièrement évident dans les écosystèmes marins, où la majorité des populations sont extrêmement variables dans le temps et dans l'espace. Les résultats d'un atelier, au cours duquel les conséquences de la mise en valeur des hydrocarbures au large des côtes canadiennes étaient examinées, ont clairement démontré l'ampleur du problème (Anonyme, 1981a). En effet, du fait des contraintes de densité d'échantillonnage, des limites de certitude, de la variabilité de comportement, et de la variabilité naturelle, il ne serait pas possible de déterminer un taux de mortalité inférieur à 25% chez les adultes, dans la plupart des zones de pêche en mer, en se basant sur les données de base que nous possédons actuellement, et sur les programmes de surveillance en vigueur. En outre, Cox et al, (1980) ont souligné que, même lorsque les changements peuvent être déterminés statistiquement, le problème de la causalité demeure entier. Ils en sont d'ailleurs arrivés à la conclusion suivante:

> «Étant donné qu'il est extrêmement rare que l'on puisse mesurer de façon précise les taux de mortalité chez les grandes espèces mobiles, il semble qu'il soit impossible de se servir de ce paramètre pour faire une évaluation quantitative de l'incidence des hydrocarbures sur une espèce particulière.»

Dans les études d'évaluation d'incidences, il arrive qu'il soit possible de procéder à un échantillonnage d'une espèce très mobile si les individus se concentrent en un même lieu à un moment donné. A titre d'exemple les participants à l'atelier ont souligné l'avantage de procéder au recensement des colonies d'oiseaux de mer plutôt que de mesurer leur abondance à partir de schémas de répartition géographique. D'autres exemples pourraient être cités, tel que le rassemblement des ongulés dans les aires de mise bas ou de concentration hivernale, et le retour des espèces de poissons anadromes dans des frayères prédéterminées. Bien que ces caractéristiques de comportement présentent des avantages évidents pour l'échantillonnage, il ne semble pas qu'on en ait vraiment tiré profit pour la conception des études d'évaluation, du moins d'après notre examen des évaluations d'incidences effectuées au Canada.

c) Comment les effets sur les composantes importantes de l'écosystème peuvent-ils être étudiés de façon indirecte?

S'il s'avère irréaliste de tenter de prévoir ou de mesurer directement les changements dans les composantes importantes, on peut toujours envisager les quatre options fondamentales qui sont décrites ci-après. Ces quatres options supposent que les incidences se produisent indirectement par l'intermédiaire des relations écologiques.

i) Monter ou descendre le long de la chaîne alimentaire.

Pour certains praticiens de l'évaluation d'incidences, l'établissement de la portée écologique revient à monter ou à descendre le long de la chaîne alimentaire jusqu'à un niveau étroitement lié aux espèces importantes, mais qui se prête mieux aux études en laboratoire ou sur les lieux. Par exemple, Fritz et al (1980), en plus de tenir compte dans leurs études d'évaluation des espèces valorisées par l'homme, ont également considéré i) les espèces qui jouent un rôle dans la formation de l'habitat, ii) celles qui servent à l'alimentation des espèces importantes, iii) les principaux prédateurs faisant partie du système étudié, et iv) les espèces vulnérables par la source d'incidences prévue. De la même façon, Truett (1980) inclut parmi les «espèces-clés» trois espèces de micro-organismes qui constituent collectivement la source d'alimentation principale des espèces importantes situées aux niveaux trophique supérieurs.

Cette approche au moyen de la chaîne alimentaire peut également comporter des études au sujet de l'accumulation biologique. C'est ce qui a été proposé lors d'un des atelier, au cours duquel les participants travaillaient à la conception d'études ayant pour objet d'évaluer les incidences de l'élimination de résidus miniers radioactifs. Dans ce cas précis, l'une des espèces importantes était le caribou et l'objectif était de prévoir la charge corporelle de radionucléides chez les animaux touchés par le projet. Cependant, à cause des déplacements imprévisibles des caribous dans la zone considérée et du manque d'information concernant les habitudes alimentaires de ces animaux, il est apparu que cet objectif ne pouvait être atteint directement. C'est pourquoi on a plutôt tenté de prévoir les charges corporelles d'équilibre de radionuclides dans les lichens, qui constituent la principale source d'alimentation du caribou. Cette approche a été jugée plus réaliste, car les lichens sont largement répandus et faciles à échantillonner dans la région, et des mesures pertinentes pouvaient être trouvées dans des rapports d'évaluation relatifs à des projets semblables. Il ne restait plus, par la suite, qu'à extrapoler les données ainsi recueillies aux charges corporelles chez le caribou, en se basant sur le jugement professionnel.

ii) L'étude des premiers stades dans la durée de vie de l'espèce considérée.

Cette option est basée sur le fait que, dans les premiers stades de leur vie, la plupart des espèces sont plus sensibles au changement du milieu physique et chimique. Mais, même si cela est effectivement le cas, rien ne garantit que l'échantillonnage d'individus à un stade antérieur à la maturité posera moins de problèmes. Par exemple, bien que la plupart des espèces de poissons de mer commerciaux soient plus sensibles aux effets toxiques des hydrocarbures au stade précédant la maturité qu'à l'âge adulte, les programmes actuels de surveillance ne sont probablement pas en mesure de détecter les écarts inférieurs d'un ordre de grandeur aux chiffres de population normaux (Anonyme, 1981a). A ce problème vient s'ajouter la difficulté de traduire ces changements en termes d'incidences sur le stock adulte alimentant les pêches, à cause de la forte variabilité du recrutement naturel.

«Les organismes pré-pubères sont beaucoup plus sensibles aux perturbations que les organismes adultes.»

«Pour moi, étudier l'individu équivaut à effectuer des études physiologiques et pathologiques, de préférence sur les lieux. En se concentrant à ce niveau, on peut déterminer des «indices de danger» pour les niveaux supérieurs.»

«Comme les effets sont susceptibles d'apparaître d'abord chez les individus avant d'apparaître dans la population, on peut gagner du temps en étudiant davantage ce niveau.»

iii) L'étude des effets sublétaux au niveau de l'individu.

De plus en plus, les spécialistes, ou du moins les biologistes de la pêche en mer, s'entendent pour affirmer que notre capacité de prévoir et de mesurer les incidences est beaucoup plus grande au niveau de l'individu qu'au niveau de la population (Anonyme, 1974; Anonyme 1975a; Anonyme, 1981a). Les études d'évaluation d'incidences portant sur des individus présentent les avantages suivants: (i) l'échantillonnage au niveau des caractéristiques individuelles est souvent beaucoup plus simple qu'au niveau de l'ensemble de la population; (ii) les effets apparaissent souvent chez les individus avant de se manifester dans les caractéristiques de la population, ce qui permet de détecter à l'avance les impacts globaux; et (iii) la conception de l'étude peut être améliorée du fait qu'il est relativement facile d'obtenir des individus-témoins en dehors de la zone du projet. Comme l'a résumé Brungs (1980), «Nous possédons de nombreuses données, provenant d'études sur les lieux et en laboratoire, au sujet de la toxicité sublétale et chronique concernant les effets directs et indirects d'une grande variété de matières ou de conditions toxiques; ces données devraient être largement utilisées dans la préparation et l'examen des énoncés d'incidences environnementales ou des documents connexes».

iv) L'étude des incidences sur l'habitat de l'espèce considérée.

Les organismes sont souvent perturbés par les projets d'aménagement qui modifient leur habitat. En effet, l'examen de certaines évaluations d'incidences choisies au Canada a révélé que l'habitat est le paramètre sur lequel on insiste le plus souvent dans les revues documentaires et les études sur les lieux. Malheureusement, l'étude de l'habitat dans les évaluations d'incidences se limite le plus souvent à la vérification de l'existence de certaines conditions biophysiques reconnues comme appropriées à la survie de certaines espèces — un peu comme le ferait un naturaliste se promenant sur le terrain en prenant des notes dans un carnet. Dans la plupart des cas, ces données relatives à l'habitat sont insuffisantes pour permettre de déterminer l'impact sur les populations importantes, à cause de l'absence totale de quantification et de données concernant les principales interactions espèce-habitat. L'étude de l'habitat pose toutefois d'autres problèmes d'ordre plus pratique. Par exemple, les résultats d'études effectuées dans le cadre de l'évaluation d'un projet d'exploitation minière (Saskatchewan Research Council, 1981) ont été compliqués par un incendie de forêt qui a ravagé la région juste avant le début de la réalisation du projet.

Certaines évaluations d'incidences comportent une analyse descriptive et interprétative très exhaustive de l'habitat, consistant principalement en une classification des communautés végétales (p. ex. Gulf Canada Resources Inc., 1980). D'autres chercheurs ont montré qu'une approche raisonnablement quantitative pouvait être adoptée (p. ex. Beak Consultants Limited, 1980). Dans ce dernier cas, les frayères et les zones d'élevage des salmonidés ont d'abord été classifiées en fonction de diverses caractéristiques physiques et biologiques reconnues comme importantes, pour être ensuite inventoriées. Il a ensuite été possible de prévoir le nombre de ces zones d'habitat qui seraient perdues par suite de la construction du projet hydro-électrique. Par exemple, il a été établi que «environ 340 unités, ou 20% de bonnes zones d'élevage situées dans les affluents, disparaîtraient à cause de l'inondation provoquée par le projet». Bien que non directement liée aux populations importantes, cette approche est une amélioration substantielle par rapport aux raccourcis descriptifs qui tiennent souvent lieu d'analyse dans les rapports d'évaluation.

«Les modifications de l'habitat sont souvent plus faciles à prévoir, et cela en grande partie parce que les effets du projet sur celui-ci sont du premier degré.»

«Il est nécessaire, selon moi, de faire le lien entre le niveau de population et l'habitat. Je cherche toujours à connaître la solidité du lien qui existe entre les deux et à déterminer ce qui est important dans l'habitat.»

«Nous ne pouvons, à l'heure actuelle, prévoir les changements démographiques chez le caribou à partir de changements prévus dans l'habitat.»

d) Est-il nécessaire ou même utile d'utiliser des indicateurs d'incidences?

Lorsque toutes les autres tentatives échouent, les biologistes chargés de l'évaluation des incidences peuvent avoir recours à des indicateurs pour obtenir certaines mesures de la pression exercée sur un système naturel. C'est la position de repli normale dans le processus d'établissement de la portée écologique, lorsque les possibilités d'étudier les composantes importantes de façon directe ou indirecte sont limitées. Nous considérons donc que les indicateurs n'ont pas de lien évident avec les composantes importantes choisies pour l'évaluation d'incidences.

Le terme d'indicateur suppose une «normalité», connue ou définie, de laquelle une certaine variable peut s'écarter pour indiquer qu'un changement est survenu (Inhaber, 1977). Comme tels, les indicateurs ont reçu beaucoup d'attention dans le contexte des études des conditions de base et de la surveillance, mais, par définition, leur utilisation dans le domaine de la prévision est limitée (Cooper, 1976b). Cette fonction de «surveillance» des indicateurs environnementaux utilisés en évaluation des incidences sera d'ailleurs reflétée dans la majeure partie de l'analyse qui suit.

La majorité des publications traitant des indicateurs d'incidences concernent l'utilisation de ceux-ci pour le contrôle de la qualité de l'eau. L'ouvrage d'Averett (1981) a donné un sommaire de la gradation de la complexité et du raffinement des indicateurs en ce domaine. L'utilisation d'indicateurs en milieu marin a été étudiée par IMCO et al (1980) et Swartz (1980). Enfin, on trouve dans un rapport du comité pour l'atmosphère et la biosphère (1981) aux Etats-Unis, une analyse sommaire de l'utilisation des indicateurs dans le contrôle de la pollution atmosphérique. Pour demeurer dans les limites générales du présent rapport, nous nous bornerons à l'analyse de quelques cas dans lesquels des indicateurs ont été utilisés en évaluation d'incidences ou dans des études connexes.

Des indicateurs de perturbation environnementale ont été mis au point au niveau des organismes, des populations, des communautés et des écosystèmes. Baker (1976) a donné un bon résumé de la gamme des caractéristiques des espèces qui doit être prise en considération dans le choix des organismes-indicateurs (tableau 9-1). Cooper (1976b) insiste sur le fait que le choix d'une espèce-indicatrice dépend de sa sensibilité aux perturbations prévues (stress) et de son degré de réponse aux perturbations, observable dans l'espace (l'espèce-indicatrice demeure dans le milieu perturbé) et le temps (l'espèce-indicatrice répond à la perturbation sans délai indu).

Tableau 9-1

Une classification des espèces indicatrices (tirée de Baker, 1976)

Type	*Caractéristiques*	*Exemples*
SENTINELLE	espèce halogène; sensible	Lépas bigorneau spartine
DETECTEUR	espèce indigène; sensible	Lépas lichens crustacés
EXPLOITEUR	avantage concurrentiel lorsque l'espèce est subdivisée	Entéromorphe
ACCUMULATEUR	espèce qui accumule biologiquement les mousses produits chimiques lichens	Coquillages
ORGANISMES DE BIO-ESSAI	sensibles; se prêtent aux tests en laboratoire	Crevettes poissons

Le programme de surveillance organisé avant l'entrée en service de la centrale nucléaire de Pointe-Lepreau, dans le sud du Nouveau-Brunswick, est un excellent exemple de l'utilisation d'espèces et de populations comme indicateurs (Smith et al, 1981). Ce programme faisait suite aux recommandations du rapport d'évaluation des incidences environnementales pour la centrale en question. Après la détermination de limites de dispersion atmosphérique et marine des radionuclides (voir chapitre 10 pour de plus amples détails), des organismes indicateurs ont été choisis en fonction des critères suivants: i) abondance et taille, ii) uniformité de distribution, iii) exposition à des sources de radioactivité naturelles, iv) position dans la structure trophique. Parmi les organismes choisis, mentionnons, dans les systèmes terrestres, l'aulne et les mousses, et, dans les systèmes aquatiques, la sangsue et la grenouille.

A cause des répercussions écologiques éventuelles du déversement des eaux de refroidissement dans la baie de Fundy, une étude des indicateurs aux niveaux de la population et de la communauté a été entreprise. Selon Smith et al (1981), «des changements dans des fonctions biologiques telles que la croissance, le taux de respiration, la reproduction et le comportement sont toujours possibles et pourraient se manifester par une modification de la diversité des espèces et de la structure des communautés dans les populations d'organismes exposés à l'effluent chaud». En conséquence, un programme d'échantillonnage a été préparé en vue d'évaluer les modifications survenant dans les populations et les communautés benthiques, considérées comme «les meilleurs indicateurs des répercussions écologiques». Le programme de surveillance du projet de Pointe-Lepreau doit être poursuivi pendant l'exploitation de la centrale nucléaire qui devrait commencer en 1982.

Comme le souligne Averett (1981), l'insatisfaction générale des chercheurs concernant l'utilisation d'indicateurs d'une seule espèce, pour la surveillance de la qualité de l'eau, les a conduits à élaborer une variété d'indicateurs situés au niveau de la communauté dans la hiérarchie écologique. Mason (1978) a décrit la procédure nécessaire au calcul d'une valeur-indice utilisable pour déterminer les effets de minières à ciel ouvert, sur la qualité de l'eau. Il s'agit, entre autres choses, de comparer la diversité observée d'une communauté d'invertébrés benthiques à une diversité donnée, établie sur des zones de contrôle. De la même façon, Wiederholm (1980) s'est prononcé en faveur de l'utilisation de quatre mesures différentes de la structure de la communauté benthique pour la surveillance de la qualité de l'eau. Dans un environnement marin, selon Sharp et al (1979), il y a avantage à établir des programmes de surveillance à partir des effets plutôt qu'à partir des causes présumées, étant donné que la relation de cause à effet est extrêmement difficile à établir dans les systèmes naturels. Les auteurs ont démontré que l'utilisation d'indices de la communauté benthique, dans le cadre d'un programme d'échantillonnage statistiquement valable, peut être profitable dans le contrôle des répercussions des forages pétroliers dans les milieux estuariens et en mer.

Le programme de la British Petroleum (Cowell, 1978; Cowell et Monk, 1979; Cowell et Syratt, 1979) est peut-être le plus connu des programmes de surveillance environnementale parrainé par l'industrie. Dans ce programme, des indices de population et de communauté ont été utilisés dans une zone intertidale de rivages rocheux. En caractérisant les communautés benthiques intertidales en fonction de leur exposition aux vagues, il est possible de prévoir le

profil de la communauté qui devrait normalement se développer pour une exposition donnée. Cela donne une certaine base pour déterminer les répercussions possibles d'une contamination, même si le littoral n'a pas été étudié antérieurement. Il est également suggéré qu'un examen attentif des différences dans la taille et la distribution verticale de certaines espèces interdidales très répandues (p. ex. les lépas) pourrait permettre de déceler certains effets de la contamination sur le rétablissement des populations.

Un certain nombre d'indicateurs pouvant servir à la surveillance au niveau de l'écosystème ont été mis au point ou proposés, mais nous n'avons connaissance d'aucun cas de leur utilisation pour des études d'évaluation. O'Neil et al (1977) ont montré que les pertes en éléments nutritifs du sol étaient un meilleur indice des pressions exercées sur le système que de nombreux autres indicateurs biotiques. Flora et Rosendahl (1982) ont également démontré que la conductivité spécifique pouvait servir d'indicateur précoce de changements éventuellement importants dans la qualité de l'eau. Enfin, Odum et Cooley (1980) ont donné des exemples de profils d'écosystèmes et de courbes de rendement. Dans le premier cas, les relations graphiques illustrant les niveaux ou profils d'un écosystème, ou encore les propriétés d'une communauté, avant et après la réalisation d'un projet, sont comparées afin de définir une mesure de l'incidence sur le système. Les courbes de rendement tentent de fournir une indication globale semblable des effets, en illustrant graphiquement l'impact en fonction de la réaction au niveau de l'écosystème. Bien que Odum et Cooley aient plaidé fortement en faveur de ces approches, rien n'indique qu'elles aient été effectivement utilisées dans des études d'évaluation.

«Habituellement, les paramètres qui se prêtent le mieux à une bonne quantification statistique ne sont pas du tout ceux qui sont visés par les décisions prises dans le cadre du projet.»

«Une espèce-indicatrice» n'est pas nécessairement importante en soi, mais peut fournir certains renseignements plus facilement que d'autres espèces.» »

«Comme indicateur, on peut choisir une espèce qui affectionne l'effluent déversé, ainsi, la prolifération de l'espèce devient le signe avertisseur.»

«Il faut inclure, dans l'évaluation des incidences environnementales, des paramètres qui jouent le rôle des canaris dans les mines, sans égard à leur importance sociale ou biologique.»

«Il faudrait chercher les indices d'impact plutôt que tenter de quantifier chaque impact particulier.»

Résumé

Nous avons tenté, dans cette section, d'établir une distinction entre la définition des composantes importantes d'un écosystème en fonction des valeurs et des perceptions de la société (établissement de la portée sociale), et la possibilité d'étudier ces composantes directement ou indirectement (établissement de la portée écologique). Alors qu'une préoccupation croissante de s'occuper de plus en plus du premier de ces deux aspects devient apparente, il est moins fréquent de voir quelqu'effort en faveur du deuxième aspect qui est de rationaliser les objectifs de l'étude sur une base écologique. Pourtant, en accordant autant d'importance aux deux aspects, nous pourrions arriver à définir un ensemble de prévisions plus réalistes pour tous ceux qui participent à la conduite et à l'examen des études qui en résultent.

L'ÉLABORATION D'UNE STRATÉGIE D'ÉTUDE

«Il faut tout d'abord un fil conducteur.»

Considérations générales

On n'insistera jamais assez sur la nécessité de préparer à fond l'évaluation des incidences avant d'entreprendre celle-ci. Plus que tout autre facteur sous le contrôle du praticien, c'est cette absence de cadre initial qui nuit à l'organisation efficace du temps et des ressources dans les études d'évaluation. Ce défaut courant donne également lieu à une confrontation avec ceux qui examinent l'évaluation, car ceux-ci concentrent leurs efforts sur la critique des détails de la «forme», plutôt que sur l'intégrité structurelle des études d'évaluation. Il ne semble pourtant guère profitable de discuter des détails si l'approche de base, même élaborée à la perfection, ne convient pas à la tâche à entreprendre. Dans un tel contexte, les études d'évaluation peuvent satisfaire à tous les principes et à toutes les règles scientifiques dont nous avons fait état, sans jamais atteindre les objectifs de l'évaluation.

On peut, certes, opposer à cela que les pressions temporelles, et particulièrement le problème posé par la brièveté de la saison de travail sur les lieux, obligent souvent les chercheurs à commencer la collecte des données le plus rapidement possible, sans accorder beaucoup de temps à l'élaboration d'une base écologique. Toutefois, après avoir procédé à une revue documentaire, écouté les 150 participants aux ateliers, analysé quelques évaluations d'incidences représentatives, et eu des entrevues prolongées avec certains praticiens en la matière, nous sommes loin d'être convaincus que ces contraintes soient avant tout de nature logistique.

Il s'agit probablement davantage d'une mauvaise interprétation doublée d'une absence de motivation et d'efficacité. Les praticiens sont souvent amenés par les écrits à ce sujet à croire que la seule réponse à cet état de choses est de faire un grand bond en avant dans la conception et l'exécution des études d'évaluation. Nous voudrions souligner, à l'aide d'exemples, qu'il est possible d'élaborer un fondement écologique pour l'évaluation des incidences sans aborder immédiatement les rivages inexplorés de la science. Une prise en considération, même très générale, des principes écologiques les plus appropriés à l'évaluation peut aider à clarifier les options qui s'offrent à l'étude, et à éviter d'entreprendre des programmes de collecte de don-

nées inutiles. Nous voulons convaincre les personnes engagées dans les études d'évaluation de tenter de donner une base écologique minimale à leur travail et, ainsi, de déterminer ce qui peut être fait de façon réaliste. L'adoption généralisée d'une telle attitude, qui ne représente qu'un petit pas dans la bonne voie, se traduirait sûrement par un grand bond en avant dans le domaine des résultats.

La mise en place

«En fait, il faut bâtir un chassis de «Cadillac», mais être prêt à le réduire aux dimension d'une «Volkswagen» pour de nombreuses applications.»

Dans leur analyse du rôle de l'écologie en gestion de l'environnement, Bella et Overton (1972) ont comparé les définitions militaires des termes stratégie et tactique. Le premier se réfère au déploiement général des effectifs, tandis que le second désigne leur disposition ponctuelle ou locale. Les auteurs ont souligné qu'il y a deux grands principes en jeu: i) les plans et les actions tactiques sont subordonnés aux plans stratégiques et ii) les plans stratégiques sont limités par les ressources tactiques. Comme ils le disent eux-mêmes: «la négligence de ces deux principes peut conduire à un désastre militaire».

L'évaluation des incidences environnementales, telle qu'elle est généralement pratiquée au Canada, a toujours insisté davantage sur la tactique que sur la stratégie, ce qui a donné lieu à de nombreuses évaluations inutiles. Les enquêtes et inventaires effectués sur les lieux, qui sont de nature tactique, s'appuient rarement sur une stratégie globale. Cette situation est reflétée dans l'empressement de la plupart des participants aux ateliers à discuter des aspects opérationnels (tactiques) des programmes sur les lieux et dans leur réticence à aborder les questions de stratégie nécessaires pour l'élaboration d'une capacité prévisionnelle.

Les sections précédentes du chapitre 9 ont illustré les divers éléments qui mènent à l'élaboration d'une base stratégique pour la conduite des études d'évaluation des incidences environnementales. En voici un bref résumé:

a) Une conceptualisation généralisée d'un projet dans son contexte écologique et évaluatif (figure 9-1) peut aider à faire ressortir les relations et l'importance des deux principaux aspects de l'évaluation, i) la nature physique, chimique, biotique ou énergétique des perturbations, et ii) les composantes importantes d'un écosystème.

b) Un examen des liens entre le projet étudié et les relations structurelles et fonctionnelles d'un écosystème (figures 9-2 et 9-3, respectivement) ferait ressortir les diverses interactions possibles entre les perturbations initiales et les composantes importantes d'un écosystème.

c) L'établissement de la portée écologique peut servir à déterminer quelles interactions se prêtent le mieux à des études permettant de prévoir ou d'évaluer les changements dans les composantes importantes d'un écosystème, compte tenu des contraintes temporelles, de la variabilité naturelle du milieu, de l'état des connaissances écologiques et des instruments scientifiques disponibles.

Prises dans leur ensemble, ces considérations, quels que soient les termes dans lesquels elles sont formulées, préparent le terrain pour l'élaboration d'une stratégie écologique qui permettrait à la fois d'orienter les études tactiques de détail et d'assurer une base commune de communication et de compréhension pour tous ceux qui participent à l'évaluation. Nous donnerons, dans les sections suivantes, trois exemples à ce propos.

«La façon de concevoir les études est plus importante que la conception elle-même.»

«Les études préliminaires tiennent habituellement compte de tout un ensemble d'espèces et de paramètres. Les études ultérieures et le programme de surveillance peuvent se concentrer sur les espèces et les paramètres importants.»

«Au lieu de s'attarder à la tenue de vastes programmes d'études des conditions de base, les études antérieures à l'EIE devraient insister davantage sur la planification des recherches et l'interprétation des données.»

Une stratégie basée sur la succession

En 1971, une étude importante de deux ans fut entreprise afin de déterminer les effets de la réduction du niveau des eaux dans le delta des rivières de la Paix et Athabasca, dans le nord de l'Alberta, réduction résultant de la construction d'un barrage sur la rivière de la Paix, en Colombie-Britannique en 1968 (projet du delta rivières de la Paix et Athabasca, 1973). Bien que le niveau moyen des eaux eût déjà diminué considérablement au moment où l'étude débutait, les chercheurs avaient quand même toujours à faire face au problème difficile de prévoir les changements futurs du niveau des eaux et les effets à long terme de ces changements. A cet égard, la stratégie adoptée relève davantage de l'évaluation d'incidences de type classique antérieure au projet.

Il était clair, dès le début, que la réduction du niveau des eaux était à l'origine d'importants changements dans le delta. Un examen poussé des relevés hydrographiques montrait que les niveaux annuels maximums avaient diminués considérablement par rapport à la variation naturelle à long terme. Les chercheurs sont parvenus, au moyen de la dendrochronologie à obtenir des données hydrologiques de base remontant à 120 ans avant la tenue de registres de relevés. A partir de ces données de base et des données concernant les débits entrant et sortant, un modèle hydrologique apte à simuler le niveau des eaux dans tout le delta pour différents régimes de crues a été mis au point.

Le sujet d'inquiétude principal était la réduction des populations d'un grand nombre d'espèces importantes dépendant entièrement ou partiellement du vaste habitat marécageux du delta. Ces espèces ont été identifiées dès le début de l'étude et englobaient la sauvagine migratoire, le

rat musqué (qui est à la base de l'économie locale de piégeage des autochtones), le bison (une espèce rare), l'orignal et quatre espèces de poissons importantes pour le commerce.

Les études préliminaires ont fait ressortir que les caractéristiques structurelles et fonctionnelles de l'écosystème du Delta étaient régularisées par le cycle normal des crues saisonnières, qui maintiennent une grande partie de la végétation dans les premiers stades de succession. Selon les prévisions, la réduction du niveau des eaux devait modifier radicalement la superficie totale et la distribution de l'habitat et, par conséquent, changer sa capacité biogénique pour diverses espèces importantes. Une stratégie a donc été élaborée, faisant de la succession naturelle de la végétation le processus permettant de prévoir les habitats futurs et, ainsi, d'extrapoler les populations futures grâce à la détermination de la capacité biogénique de l'habitat en question. La figure 9-4 illustre graphiquement notre interprétation de cette stratégie.

La stratégie sur laquelle reposait l'ensemble de l'effort de recherche présente les caractéristiques suivantes. En premier lieu, elle tablait sur la possibilité de faire des prévisions quantitatives au sujet des habitats futurs à partir du processus de succession naturelle, et au sujet de la capacité d'établir des relations entre le niveau des eaux et divers stades de succession. En deuxième lieu, elle déconseillait de tenter de prévoir directement les changements chez des espèces importantes, étant donné que la perturbation ne devait pas entraîner de mortalité directe, et que les relations entre l'abondance des espèces et l'habitat disponible n'étaient pas bien comprises. En dernier lieu, la stratégie reconnaissait que, malgré la possibilité de déterminer à partir des conditions existantes la capacité biogénique de différents types d'habitats, la capacité biogénique future totale du Delta ne pouvait être prévue directement, l'étendue des types d'habitats changeant avec la succession.

La stratégie comportait les études tactiques suivantes:

a) Les types d'habitats ont été cartographiés pour l'ensemble du Delta.

b) Des relevés de populations pour les espèces importantes ont été effectués et des études ont été entreprises en vue de déterminer les capacités biogéniques pour les différentes espèces, selon le type d'habitat. En cours d'étude, il a été constaté que la plupart des espèces sous-utilisaient l'habitat disponible.

c) Des études ont été effectuées afin de déterminer le rapport entre le niveau des eaux et les étapes de la succession végétale à partir des conditions existantes.

d) Le modèle hydrologique a été couplé avec les relations habitat-niveau des eaux et a servi à produire des cartes de distribution du futur habitat en fonction de différents régimes de niveau des eaux.

e) La capacité biogénique totale du Delta, pour les diverses espèces, a été calculée à partir de la distribution prévue des types d'habitats, et les futurs niveaux de population ont été extrapolés en conséquence.

Certaines des prévisions établies par cette étude sont présentées dans le tableau 9-2. Il est à la fois surprenant et quelque peu décourageant de constater que, quelque dix ans plus tard, les études d'évaluation en général ne tirent pas davantage profit de ce genre d'approche systématique.

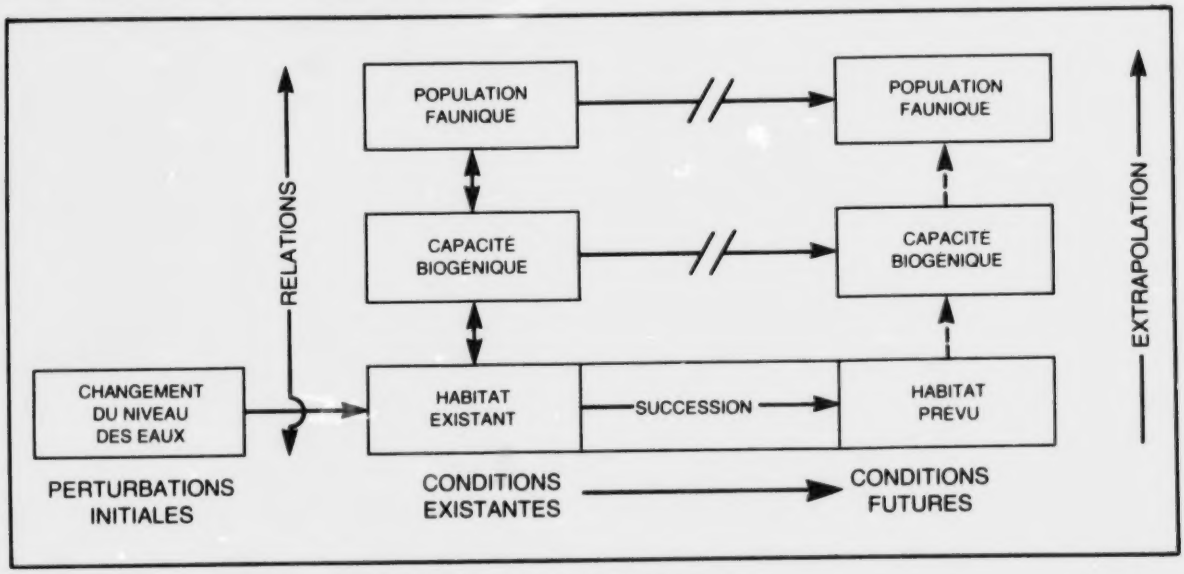


FIGURE 9-4 UNE STRATÉGIE D'ÉTUDE BASÉE SUR LA SUCCESSION

Tableau 9-2

Quelques effets à long terme des débits modifiés de la rivière de la Paix prévus dans le delta des rivières de la Paix et Athabasca (tiré de Peace-Athabasca Delta Project Group, 1973)

D'après les évaluations des niveaux d'eau futurs du lac Athabasca, il semble que les niveaux moyens en été seront inférieurs de 1.1 pied à ceux du régime naturel et que les niveaux annuels maximums seront inférieurs de 1.8 pieds.

A cause de la diminution du niveau de pointe estival, de nombreux bassins perchés du Delta seront remplis moins fréquemment et les zones de rivage importantes pour de nombreuses espèces fauniques diminueront d'environ 50%.

Une diminution permanente dans l'écart séparant les niveaux moyens estivaux et les niveaux de pointe moyens, qui passera de 1.5 pied à 0.8 pied, pourrait réduire jusqu'à 50% les limites verticales des premières communautés végétales, importantes pour la faune, à apparaître dans la succession.

La production de la sauvagine devrait décliner d'environ 20 à 30% à cause de la perte d'habitats appropriés.

Du fait de la modification du régime des eaux, la population moyenne de rats musqués sera plus faible que par le passé, mais n'atteindra pas une moyenne aussi basse qu'entre 1968 et 1971. Les diminutions, comparativement à celles du régime naturel, sont censées varier de 41 à 66%.

Une stratégie basée sur l'accumulation biologique

Comme nous l'avons déjà mentionné, les participants à l'un des ateliers ont eu pour tâche de concevoir une stratégie pour l'évaluation environnementale d'un projet de mine d'uranium. Bien que le projet en question fût fictif, il était basé sur un scénario réaliste et des données vraisemblables. Les résultats de cet exercice donnent un bon exemple de la façon dont une stratégie basée sur des concepts écologiques peut clairement orienter les études subséquentes.

La principale perturbation considérée était l'introduction de matières radioactives dans le système naturel par suite de l'évacuation des eaux provenant de la mine à ciel ouvert, des tas de stériles ou des opérations de broyage. Quatre radionucléides ont donc été désignés comme «matières toxiques prototypes», pour fin d'étude, et leur cheminement dans l'écosystème, leur toxicité et leur persistance ont été contrôlés. Cela a permis de maintenir les efforts de recherche dans des limites raisonnables et d'obtenir une base d'extrapolation pour d'autres radionucléides ayant des caractéristiques similaires.

Les variables à examiner étaient les charges corporelles en matières toxiques de certaines espèces choisies, jusqu'au point où leur capacité de reproduction ou la valeur alimentaire sont altérées. Parmi les espèces choisies, mentionnons le caribou (consommation locale), le rat musqué (animal à fourrure) et le brochet (poisson de pêche sportive). Il fallait donc effectuer des études terrestres et aquatiques. Les limites temporelles devaient être fixées en fonction du temps nécessaire à des récepteurs fixes pour atteindre des charges corporelles d'équilibre. Les limites spatiales devaient être définies à partir des isoplèthes des seuils biotiques prévus ou des concentrations déterminées de radionucléides.

L'exercice d'établissement de la portée écologique a révélé qu'il était impossible de prédire exactement les charges corporelles d'équilibre chez les caribous, car la présence de ceux-ci dans la région est sporadique et, par conséquent, il est impossible de déterminer leur exposition à la nourriture contaminée. Par contre, étant donné que la principale source d'alimentation du caribou, les lichens, absorbent directement les radionucléides transportés dans l'atmosphère, des prévisions quantitatives des charges corporelles d'équilibre semblaient quand même faisables.

Ces considérations ont donc amené les participants à élaborer la stratégie suivante (figure 9-5). L'étude devait porter sur le niveau «individu» dans la hiérarchie écologique, plutôt que sur le niveau «population». Le principal processus se prêtant à la prévision était l'accumulation biologique par la chaîne alimentaire. En comparant les lichens de la zone d'étude à d'autres lichens se trouvant dans des secteurs où ont lieu des opérations semblables, leurs charges corporelles d'équilibre à diverses distances de l'emplacement de l'usine de broyage pouvaient être prévues avec un certain degré de certitude. De la même façon, les participants pensaient pouvoir prédire également les charges corporelles des macrophytes aquatiques à racines et des organismes se nourrissant sur le fond. Ainsi, les extrapolations aux espèces importantes, soit le caribou, le rat musqué et le brochet, dépendraient du degré auquel les fonctions d'alimentation pourraient être déterminées par l'examen.

Cette stratégie présentait les caractéristiques suivantes:

a) Il fallait déterminer la distribution éventuelle des matières radioactives à l'aide de modèles de transport et d'évolution afin d'établir les isoplèthes à partir des vitesses d'accumulation.

b) Les seuils relevés nécessaires étaient ceux relatifs à la distribution des récepteurs initiaux en fonction des isoplèthes critiques, ou ceux permettant de déterminer si les espèces importantes se trouvaient à l'intérieur des isoplèthes critiques.

c) L'accumulation biologique des radionucléides dans les récepteurs initiaux pouvait être prévue jusqu'aux

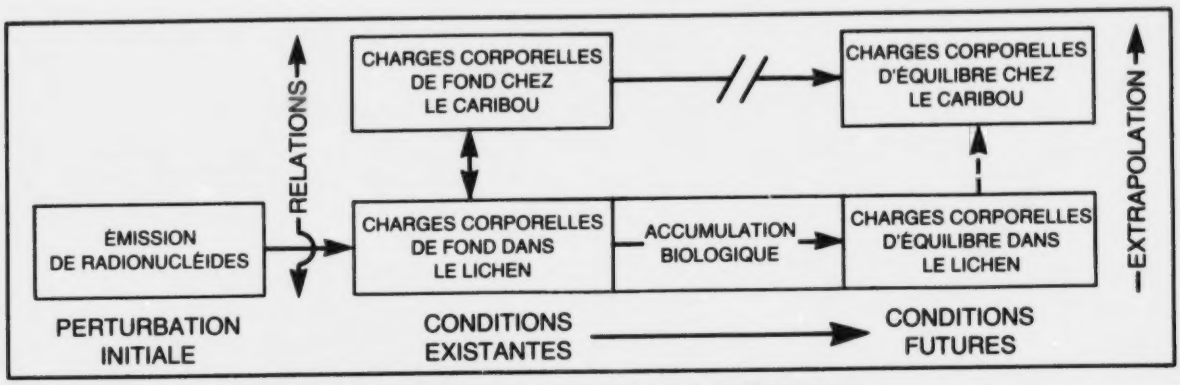


FIGURE 9-5 UNE STRATÉGIE D'ÉTUDE BASÉE SUR L'ACCUMULATION BIOLOGIQUE

niveaux d'équilibre, à partir des conditions existantes observées pour d'autres projets semblables et des données documentaires.

d) Des études visant à déterminer les fonctions alimentaires chez les espèces importantes en fonction de l'accumulation des matières toxiques dans la chaîne alimentaire pouvaient se révéler nécessaires.

Evidemment, cette stratégie n'a jamais été appliquée; toutefois, il est intéressant de noter jusqu'à quel point les participants à l'atelier ont pu planifier l'évaluation et, par là, commencer à déterminer les possibilités et les contraintes résultant de la prise en considération des répercussions écologiques.

Une stratégie basée sur l'eutrophisation

Les participants à l'atelier de Brandon ont eu à utiliser un modèle informatique détaillé, connu sous le nom de Lakeshore Capacity Simulation Model (modèle de simulation de la capacité des rivages) (Teleki, G.C. et Herskowitz J.), mis au point par le ministère ontarien des Affaires municipales et du Logement dans le but d'analyser les incidences environnementales de la construction de cottages sur les rives de certains lacs intérieurs de l'Ontario. Le modèle a été utilisé dans le mode du «jeu»; les participants devaient préparer une évaluation des incidences environnementales d'un projet hypothétique de cottages sur les rives du lac Reed, dans le secteur centre-nord du Manitoba.

Les répercussions de ce projet sur le poisson de pêche sportive constituaient un élément important du modèle; dans le cas du lac Reed, l'espèce importante était la truite de lac. Le modèle permettait de tenir compte de deux types de pression distincts sur la population de truites, soit la pression due à la pêche et l'eutrophisation. Le modèle a fait ressortir que, dans la plupart des cas, l'augmentation de la pêche attribuable au développement domiciliaire et à l'amélioration des voies d'accès constituait une menace beaucoup plus grave que l'augmentation des charges en phosphore attribuable aux rejets des égouts des cottages en question. Dans l'analyse qui suit, nous nous attardons toutefois sur ce dernier point afin de montrer de quelle façon les relations et processus écologiques sont des éléments-clés dans la prévision des effets d'un projet sur les composantes importantes d'un écosystème dans une évaluation des incidences environnementales.

Nous présentons à la figure 9-6 une interprétation de la stratégie de prévision adoptée. On a d'abord dû examiner l'ampleur de l'augmentation de la teneur en phosphore du lac. A cet égard, plusieurs facteurs importants, tels que la teneur en phosphore provenant d'autres sources, le taux de renouvellement de l'eau du lac, la capacité du sol des rivages à lier le phosphore, etc., devaient faire l'objet d'analyses. Il a été établi que le lien crucial entre la teneur en phosphore et les répercussions sur la population de truites était la teneur en oxygène (ou plus exactement, le déficit d'oxygène) de l'hypolimnion. Cette teneur en oxygène peut être traduite en termes de capacité biogénique pour la truite, capacité qui détermine la biomasse maximale de truites qui pourrait être supportée par le lac.

Le diagramme fait clairement ressortir que le processus par lequel l'augmentation de la teneur en phosphore se répercute sur la truite est l'eutrophisation. Par conséquent, ce sont les interrelations dans l'évolution trophique des lacs qui doivent, au début, servir de base aux prévisions concernant la biomasse des truites de lac. Ce n'est que lorsqu'une insuffisance d'oxygène est prévue que l'effet peut être extrapolé à partir de la relation entre la capacité biogénique et la biomasse.

Il est important de souligner que le modèle de simulation de la capacité des rivages a été élaboré non en vue de planifier une stratégie d'étude (bien que nous ayons reconnu précédemment que l'élaboration d'un tel modèle soit très utile à cet égard), mais plutôt en vue de fournir un mécanisme pour la synthèse i) d'une série diversifiée de banques de données et ii) d'une vaste gamme de perceptions sur la façon dont la construction de cottages influe sur les écosystèmes lacustres. Il est cependant facile de voir comment cet effort de modélisation, qui reconnait la nature écologi-

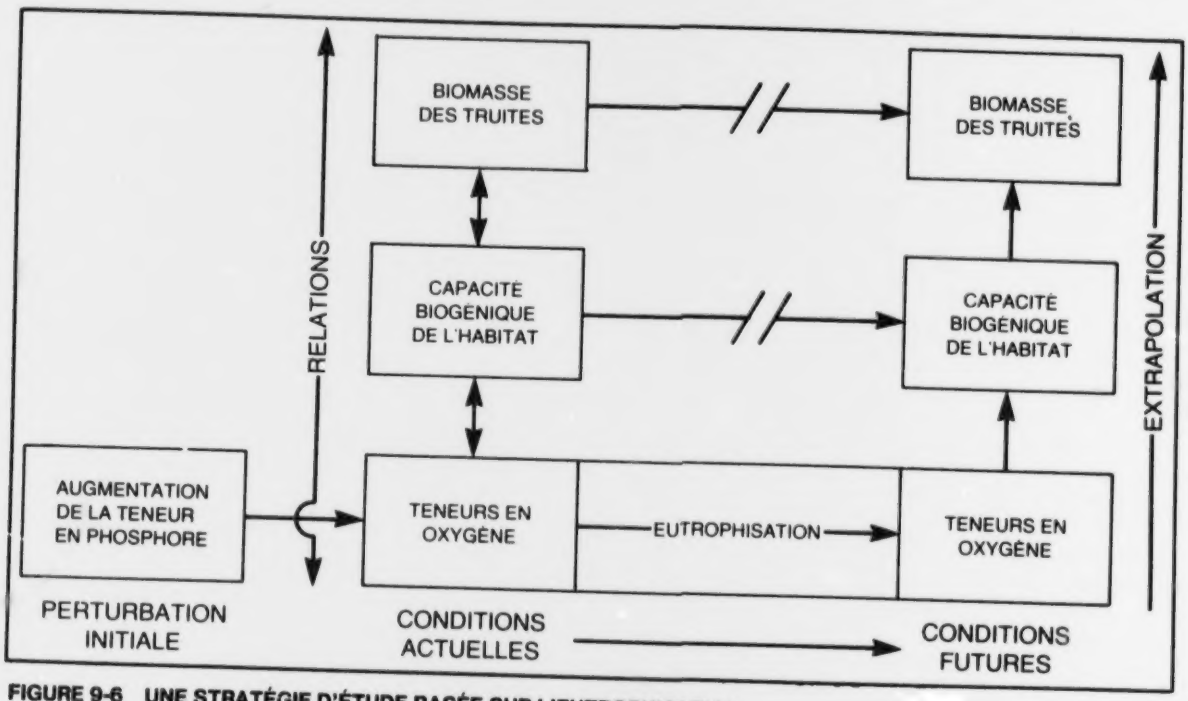


FIGURE 9-6 UNE STRATÉGIE D'ÉTUDE BASÉE SUR L'EUTROPHISATION

que des perturbations initiales causées par un projet et détermine les éléments caractéristiques importantes, pourrait servir, dès le début d'une évaluation, à orienter la stratégie. A cet égard, mentionnons, en particulier, ceci:

a) Le modèle détermine les besoins en données au sujet de certaines caractéristiques physiques et chimiques précises du lac en fonction de la rétention du phosphore et des processus d'eutrophisation subséquents.

b) Le modèle table sur des processus connus pour lesquels nous sommes en mesure d'établir des prévisions.

c) Le modèle permet de déterminer s'il est possible de laisser de côté les analyses détaillées de la chaîne alimentaire (voir figure 9-3) en reconnaissant le lien direct qui existe entre les modifications physiques/chimiques et les espèces importantes.

Conclusions

L'interprétation que nous donnons des stratégies citées ici en exemple est quelque peu simplifiée. Toutefois, notre but était de montrer comment même une connaissance élémentaire des interrelations structurelles et fonctionnelles en jeu dans les écosystèmes, peut être utile pour l'élaboration des études d'évaluation d'incidences si celles-ci sont organisées de façon cohérente. Nous pouvons tirer un certain nombre de généralisations importantes de ce qui précède. D'abord, il devrait être clair que toute étude tactique nécessite, de la part du praticien engagé dans l'évaluation des incidences, le déploiement de toutes ses connaissances écologiques et techniques (p. ex., dans les cas mentionnés, pour la détermination de la capacité biogénique, des fonctions d'alimentation ou du stress physiologique). En second lieu, sans une stratégie d'étude globale basée sur les relevés, la nécessité des résultats de chaque étude apparaîtra avec moins d'évidence à tous ceux qui participant à l'évaluation.

Finalement, comme de nombreux auteurs l'ont déjà fait remarqué, ce sont les relations ou processus fonctionnels qui se prêtent le mieux à l'élaboration d'études de prévisions. Par conséquent, la stratégie doit incorporer certains processus écologiques raisonnablement bien compris, dans le cadre desquels des études tactiques appropriées peuvent être entreprises. Les problèmes analytiques posés par la stratégie adoptée seront ainsi fonction de la complexité du projet et de l'écosystème à l'étude. Les préoccupations manifestées par de nombreux auteurs au sujet des problèmes que pose l'examen des relations fonctionnelles à un niveau analytique détaillé pourraient être à l'origine de la réticence de nombreux praticiens de l'évaluation face à l'idée d'élaborer une stratégie d'étude. C'est pourquoi, en général, les évaluations d'incidences n'ont jamais profité des possibilités qu'offrent de telles considérations fondamentales pour la conception des études.

«On ne peut extrapoler les effets d'un changement dans un paramètre que dans la mesure où ce paramètre en contrôle d'autres. Dans l'étude de la lagune Simpson, on a constaté que la production secondaire était controlée par le carbone libéré par la production primaire. Toutefois, la production tertiaire n'était limitée en aucune façon par le carbone libéré par la production secondaire.»

10 — LA DÉFINITION DES LIMITES

«En tant que chargé de projet, comment dois-je fixer les limites temporelles et spatiales de l'évaluation, et quel écosystème dois-je étudier, lorsque les relations écologiques sont subtiles au point d'être absolument indéfinies?»

«Il suffit, pour déterminer des limites, de se demander jusqu'où, dans l'espace et dans le temps, le projet peut perturber l'environnement?»

«Notre groupe en est venu à la conclusion qu'il fallait commencer à déterminer les limites de l'évaluation en examinant d'abord l'étendue du projet, puis les ajuster en fonction des configurations de l'environnement physique.»

«Les limites spatiales changent habituellement au cours de l'étude — elle sont élargies et non pas rétrécies!»

Nous avons déjà souligné, en termes généraux, l'importance de déterminer des limites spatiales et temporelles pour les évaluations d'impact et, notamment, la nécessité de prendre en considération le cadre spatio-temporel imposé par les systèmes naturels. L'analyse plus détaillée que nous faisons ci-après devrait permettre d'illustrer, à l'aide de quelques exemples, les difficultés que pose l'établissement de ces limites en ce qui concerne les caractéristiques physiques et biologiques des systèmes naturels.

CARACTÉRISTIQUES PHYSIQUES

L'examen préliminaire des limites imposées par les autorités administratives et des limites du projet lui-même (Figure 8-1) est habituellement suivi par l'examen des limites physiques. Dans certains cas, les caractéristiques physiques de l'écosystème qui pourrait être touché par le projet sont si bien définies que les limites spatiales sont évidentes. C'était le cas, par exemple, du scénario de mise en valeur des hydrocarbures en mer qui a été étudié à l'atelier tenu à Halifax; les participants ont naturellement supposé que le système à l'étude était le golfe Saint-Laurent, bien que cela n'ait jamais été défini de façon explicite. Une situation semblable s'est présentée pour le projet du delta des rivières de la Paix-Athabasca (Peace-Athabasca Delta Project Group, 1973). Il semble que les caractéristiques topographiques et végétales du delta étaient telles que les limites de l'étude étaient évidentes, bien qu'aucune justification n'ait été donnée pour les limites indiquées sur la carte de la région étudiée.

Selon Sanders et Suter (1980), les systèmes comportant des mécanismes de transport relativement limités et bien définis à l'entrée et à la sortie, comme les lacs ou les bassins hydrographiques, sont faciles à délimiter comparativement aux systèmes océaniques et atmosphériques. De toute façon, il semble logique de fixer les limites spatiales de l'évaluation des incidences dès le début, en se basant sur les mécanismes de transport physique en jeu, c'est-à-dire principalement sur la force des vents et du mouvement des eaux. Ces mécanismes ont servi à établir les premières limites physiques dans le scénario d'extension du port présenté à l'atelier tenu à Vancouver (le panache de limon du Fraser) et dans le projet de barrage sur la Liard étudié à l'atelier d'Edmonton (la Liard et l'embranchement principal du MacKenzie, incluant le delta). Dans ce dernier cas, toutefois, un rapport rédigé dans un autre atelier concernant le même projet (Jones et al, 1980) indiquait qu'il est parfois difficile de s'entendre au sujet des limites physiques à donner à l'évaluation. Les participants en effet n'étaient pas d'accord au sujet de la façon de délimiter le delta du côté de la mer: devait-on se baser sur la zone de mélange, la limite détectable des eaux douces, ou la limite vers le large de l'accumulation de sédiments grossiers?

Comme nous l'avons souligné plus tôt dans l'analyse concernant la modélisation, il n'est pas rare que les évaluations d'incidences soient basées sur les trajectoires de nappes d'hydrocarbures ou sur les panaches d'émissions atmosphériques. Toutefois, la manière dont les résultats de tels exercices sont appliqués pour établir ou modifier les limites d'une évaluation n'est pas toujours claire. Ainsi, ce n'est qu'après avoir interviewé les responsables de l'évaluation du projet du sud du détroit de Davis qu'il est apparu que les résultats de plus de 900 passages d'un modèle de trajectoire des nappes d'hydrocarbures avaient été utilisés pour modifier la limite sud de la zone d'évaluation (voir l'annexe C pour de plus amples informations).

Bien que la détermination des limites des systèmes océanographiques présente de sérieux problèmes pour les évaluateurs d'incidences, il existe quand même des techniques qui peuvent leur faciliter la tâche en ce domaine. Donnons à titre d'exemple le cas du programme de surveillance préopérationnelle actuellement en cours pour la centrale nucléaire de Pointe-Lepreau (Smith et al, 1981). Dand ce cas, des dériveurs de surface et de fond, lâchés près du lieu de rejet des eaux de refroidissement, ont été utilisés pour déterminer respectivement les trajets possibles des contaminants dissous ou thermiques et des polluants transportés par les sédiments. D'après les résultats obtenus, il semble qu'une analyse minutieuse des mécanismes de transport, même dans un même milieu, facilite l'établissement des limites des zones d'évaluation d'incidences. En effet, la distribution des dériveurs de fond a permis d'établir que les polluants transportés dans les sédiments avaient tendance à s'accumuler dans un secteur situé à l'ouest du rejet. Les dériveurs de surface indiquaient d'autre part que les contaminants dissous pouvaient être charriés dans la direction opposée jusque dans la baie de Fundy, le long de la côte de la Nouvelle-Ecosse.

Un autre critère pour établir des limites d'ordre physique comprend la prise en considération des zones d'accumulation de matières, ou trappes. Comme l'ont fait remarquer un certain nombre de participants aux ateliers, dans les projets comportant un rejet de matières toxiques il est extrêmement important, non seulement de comprendre les mécanismes de transport, mais aussi d'inclure les endroits d'accumulation à l'intérieur des limites de l'évaluation, bien qu'ils puissent se trouver à une distance appréciable du centre géographique du projet. Cela a d'ailleurs également été recommandé fortement par un groupe de spécialistes chargés d'examiner les exigences en matière d'évaluation d'incidences pour les projets de mise en valeur des hydrocarbures en mer dans la région du banc Georges (Anonyme, 1975a). Selon eux, toute évaluation d'incidences doit «déterminer les trajets, les réactions et les vitesses de passage des contaminants ou des polluants qui traversent la région du banc Georges et les réservoirs dans lesquels on peut en trouver.»

LIMITES ÉCOLOGIQUES

«La définition des limites de stabilité d'un paramètre est tributaire des relevés faits dans le passé, que nous possédons au sujet de ses variations naturelles.»

«Les limites de stabilité réelles des populations situées aux niveaux trophiques supérieurs sont difficiles à déterminer à cause de la forte variation naturelle de celles-ci et de l'absence de données de base. Il faut donc soit en fixer arbitrairement soit se satisfaire de limites plus faciles à établir correspondant à des organismes situés plus bas dans l'échelle trophique et dont la durée de vie est moindre.»

Il peut arriver, comme l'ont souligné Hilborn et al (1980), que les limites physiques ne définissent pas clairement les limites écologiques. Ces auteurs suggèrent donc qu'on ait recours à la connexion écologique pour fixer les limites des répercussions de second et de plus haut degré qui ne peuvent être déterminées à partir des seules caractéristiques physiques. Les participants de l'atelier d'Edmonton se sont rapidement rendu compte que les limites écologiques de l'impact du barrage de la Liard devaient être étendues au-delà du delta du Mackenzie, qui lui-même se trouve à plus de 2,400 km de l'emplacement du projet. Ils ont en effet supposé que les changements dans les dates d'apparition de la débâcle printanière dans le delta auraient des répercussions sur la survie des populations d'oiseaux migrateurs; ces oiseaux font leur nid sur des îles situées plus au nord, mais le succès de leur reproduction dépend fortement de la date d'apparition des eaux libres dans le delta.

Comme nous l'avons déjà indiqué, les principaux facteurs déterminant les limites temporelles écologiques sont l'ampleur, la périodicité et la tendance des variations naturelles des éléments importants du système. Ces variations naturelles définissent en effet une limite de stabilité, c.-à-d. une limite écologique dans le temps. Cette notion de limite de stabilité a été bien décrite par Holling et Goldberg (1971) et Holling (1973), et a également été désignée au cours des ateliers comme l'un des éléments clés de la modélisation des écosystèmes pour fins d'évaluation des incidences environnementales. Essentiellement, ces limites de stabilité sont les limites à l'intérieur desquelles une variable pourrait revenir à son état antérieur à l'impact, l'impact en question étant à l'origine du franchissement des dites limites par les variables. Dans la plupart des cas, la meilleure approximation de ces limites de stabilité est basée sur les résultats d'études empiriques à long terme.

Bien que les écosystèmes possèdent également de telles limites de stabilité, les évaluations des incidences ont presque toujours été axées sur les changements au niveau des populations. En plus des fluctuations saisonnières et annuelles normales observées pour la plupart des niveaux de population, il est de première importance de prendre également en considération, lors de l'établissement des limites temporelles, le décalage biologique entre l'apparition de l'impact et son expression ultime dans la dynamique de la population touchée. En ce qui concerne les effets sublétaux chez les adultes, la période séparant la naissance de l'âge de la première reproduction peut représenter le décalage minimum entre la perturbation et la première réponse mesurable dans la population (Fritz et al; 1980). Chez les espèces dont la durée de vie est courte et le taux de reproduction rapide, ce décalage peut être compatible avec le cadre temporel de la plupart des évaluations. Toutefois, dans le cas d'espèces dont la durée de vie est longue et le cycle de reproduction lent, les limites temporelles devront peut-être être considérablement prolongées.

L'une des faiblesses les plus notoires des évaluations des incidences environnementales sur le plan de la détermination de limites temporelles écologiques, réside dans l'absence de prise en compte des temps de réponse et de récupération des éléments éventuellement soumis aux répercussions. Les prévisions des incidences laissent souvent entendre que lorsqu'un système naturel est perturbé il ne récupère jamais, alors que de nombreux éléments des écosystèmes et des populations sont très robustes et font preuve d'une très grande capacité de récupération (Larminie, 1980a).

Un exemple connu de la capacité de récupération des systèmes vivants est donné par Baker (1971) à propos de la récupération de la végétation d'un marais salant mazouté. Après avoir recouvert 2, 4, 8 et 12 fois les feuilles de l'espèce Spartina dans des terrains d'essai avec du pétrole brut pendant une période de 14 mois, elle a comparé le nombre de talles (tige adventice au collet d'une plante) de ces plantes avec celles d'autres plantes situées sur un terrain de contrôle. Les résultats qu'elle a obtenus montrent que la communauté de plantes, même mazoutées jusqu'à quatre fois, était capable de récupérer moins d'un an environ après une dépression initiale. Après huit mazoutages, la récupération devient marginale, et après douze, l'élimination est totale pour trois ans. Mais même dans ce dernier cas, il faudrait recueillir des données à plus long terme sur les terrains d'essai pour démontrer l'absence totale de récupération. L'utilité d'expériences relativement simples comme celle-ci pour les études d'évaluation des incidences va de soi.

Toute généralisation à ce sujet peut cependant être trompeuse. Par exemple, dans leur examen des incidences environnementales de développements énergétiques en zone côtière, Hall et al (1978) ont observé que les hydrocarbures déversés au cours de l'accident du Torrey Canyon n'ont pas pénétré à plus de 3 cm dans les sédiments le long de la côte bretonne et que la récupération était déjà en cours moins de 16 mois plus tard. Par contre, dans le cas de deux déversements d'hydrocarbures ayant fait l'objet d'études détaillées, dont l'un a eu lieu au Massachusetts et l'autre en Nouvelle-Ecosse, les hydrocarbures ont pénétré beaucoup plus profondément et ont entrainé des dommages beaucoup plus importants et prolongés. Dans le second de ces déversements, les hydrocarbures ont continué à passer des sédiments dans l'eau pendant au moins cinq ans.

Malheureusement, la plupart des recherches concernant la stabilité ou la capacité de récupération des systèmes naturels (p. ex. Holling, 1973; May, 1975; Orians, 1975; Peterman, 1980; DeAngelis, 1980 et VanVoris et al, 1980) n'ont guère dépassé le stade conceptuel ou théorique et ne trouvent donc que peu d'applications directes en ce qui concerne l'établissement des limites dans les évaluations d'incidences environnementales. Il est souvent difficile pour un lecteur peu familier avec les considérations théoriques en cause de comprendre le jargon employé. Les auteurs peuvent, par exemple, donner des sens différents à des termes tel que constance, persistance, inertie, élasticité, amplitude, stabilité cyclique et stabilité de trajectoire (Orians, 1975).

D'autres auteurs, comme Cooper (1976b), Westman (1978) et Cairns (1980), se sont penchés davantage sur les problèmes pratiques relatifs à la capacité de récupération des écosystèmes perturbés. Les résultats d'un colloque au sujet des processus de récupération dans les écosystèmes perturbés (Cairns, 1980), semblent montrer que, malgré notre bonne connaissance générale des facteurs influant sur la récupération, nous connaissons mieux la situation pour les écosystèmes d'eau douce. Cependant, comme le fait remarquer Westman (1978), même si nous comprenons les facteurs déterminants qui entrent en jeu dans les systèmes aquatiques, ces connaissances ne trouvent que des applications limitées dans les évaluations d'incidences, car nous ne pouvons mesurer la récupération effective seulement après que le système étudié a été perturbé. En d'autres termes, nos connaissances au sujet des propriétés innées qui déterminent la capacité de récupération des systèmes ne nous permettent pas encore, en général, de faire des prévisions.

Il est cependant possible de prévoir de façon sommaire la recolonisation des systèmes après une perturbation (Cairns et Dickson, 1980). Bien que ces prévisions ne donnent qu'une idée limitée de la capacité de récupération, elles trouvent cependant une application pratique dans les études d'évaluation. Les auteurs soulignent que leur argumentation n'est pas basée sur des spéculations, mais plutôt sur des données solides provenant d'analyses d'études de cas qui comportaient la surveillance de systèmes aquatiques avant et après d'importantes perturbations.

Il s'agit, en gros, de calculer un «indice de récupération» à partir de six caractéristiques auxquelles on assigne respectivement une valeur de 1 à 3. Ces six caractéristiques, évaluées dans le contexte du système aquatique à l'étude sont les suivantes: (i) la proximité des sources de recolonisation, (ii) la mobilité des propagules, (iii) les caractéristiques physiques de l'habitat favorisant la recolonisation, (iv) les caractéristiques chimiques de l'habitat favorisant la recolonisation, (v) la toxicité de l'habitat perturbé, et (vi) l'efficacité des actions humaines de gestion en vue de faciliter les processus de restauration.

Les possibilités de récupération sont évaluées en comparant l'indice calculé avec les normes suivantes:

400+	excellentes possibilités de récupération rapide
55-399	possibilités de récupération rapide de passables à bonnes
55-	faibles possibilités de récupération rapide

Bien que ces résultats soient évidemment très grossiers d'un point de vue quantitatif, les auteurs mettent en garde contre la tentation de faire une analyse plus détaillée vu l'état de nos connaissances des facteurs en cause.

A part quelques références au nombre de générations nécessaires à une récupération complète après une perturbation (Imperial Oil Ltd. et al, 1978), nous n'avons réussi à trouver aucun exemple de cas où les possibilités de récupération des éléments importants des écosystèmes aient été prises en considération lors de la détermination des limites dans les évaluations d'incidences effectuées au Canada. Cela peut découler de la difficulté de prévoir les impacts eux-mêmes (sans compter les difficultés de prévision des taux de récupération) et de l'approche classique adoptée dans les études d'évaluation; cette approche laisse essentiellement de côté la nature dynamique des systèmes étudiés. La propension au changement reflétée par les variations spatiales et temporelles, est le problème principal que pose le mesurage ou la prévision des incidences, mais en négligeant de tenir compte des possibilités de récupération, nous laissons passer la seule occasion de tirer profit de cette caractéristique dynamique dans les évaluations des incidences environnementales.

En terminant cette section sur les limites écologiques, nous nous associons à l'appel suivant de Westman (1978):

> «Si les scientifiques engagés dans les évaluations des incidences environnementales commençaient à publier des informations sur les capacités de récupération sous une forme normalisée pour chaque écosystème analysé, nous pourrions être capable dans le futur d'en tirer certaines généralisations concernant la capacité de récupération des écosystèmes, qui nous permettraient de quantifier plus efficacement le degré d'irréversibilité de «l'engagement» des ressources écologiques.»

11 — STRATÉGIES D'ÉTUDE EFFICACES

LA COMPRÉHENSION INITIALE

«Personne n'a posé les questions capitales. La collecte des données de base est la chose la plus facile à faire — il suffit de sortir et de ramasser des animaux. Mais personne n'a jamais demandé ces informations.»

«Nous ne pouvons abandonner complètement toute idée d'enquête de base — celle-ci peut en effet se révéler nécessaire pour certains projets précis.»

«La caractérisation de l'environnement est inutile, à moins qu'elle soit d'un secours quelconque dans la prévision des répercussions du projet étudié.»

Pratiquement toutes les directives générales et spécifiques émises pour l'évaluation d'incidences environnementales au Canada comportent l'obligation de «décrire le milieu existant». C'est là que commencent les problèmes. Ce n'est pas que cette exigence soit illogique, mais elle ouvre immédiatement la porte à une dispersion des efforts au lieu de favoriser une approche plus cohérente et plus efficace. Pour la plupart des personnes participant aux évaluation des incidences, la description globale du cadre environnemental des projets constitue les données de base sur lesquelles appuyer l'évaluation. On peut donc supposer que dans leur esprit, ces études préliminaires satisfont aux exigences en matière d'informations de base, telles que définies par Duffy (1979):

«... une description des caractéristiques et des processus environnementaux dans un secteur bien défini, tenant compte de la nature dynamique et interactive des écosystèmes, et qui permette de déterminer les répercussions environnementales éventuelles résultant de toute forme prévue d'intrusion par l'homme, compte tenu d'un cadre temporel précis, dans le but de répondre aux exigences de l'évaluation des incidences environnementales.»

Nous opposons à cette définition une notion plus pragmatique des données des conditions de base, soit une définition statistique de la variabilité naturelle du phénomène considéré, à partir de laquelle tout changement éventuel peut être prévu ou mesuré (Hirsch, 1980). Même en adoptant cette définition plus explicite, Hirsch souligne qu'en elles-mêmes les données des conditions de bases ne constituent pas une base pour la prévision. Il soutient que ces études des conditions de base doivent être précédées d'une caractérisation écologique. Le but de cette étude est d'obtenir un aperçu de certaines caractéristiques telles que: les ressources biologiques importantes pour l'homme et les éléments importants de leur habitat, les processus biologiques-clés tels que les principales relations trophiques, les forces déterminantes telles que les conditions climatiques et les mécanismes de transport. Pour de nombreux endroits qui ont déjà fait l'objet d'études détaillées, une telle caractérisation pourrait être établie principalement à partir des données disponibles. Dans les autres cas, notamment dans les zones reculées, il pourrait être nécessaire de procéder à une reconnaissance poussée sur les lieux. Ce n'est, selon nous, qu'une fois les résultats d'une caractérisation écologique incorporés dans une stratégie d'étude (bien qu'il puisse s'agir là d'un processus itératif jusqu'à un certain point), que les études fondamentales devraient être entreprises. A ce stade, en effet, l'ensemble des relations écologiques fondamentales éventuelles entre le projet considéré et l'écosystème devrait déjà avoir été déterminé et l'exercice d'établissement de la portée écologique devrait avoir permis de préciser le nombre d'avenues qui s'offrent aux études prévisionnelles ainsi que les besoins en données spécifiques.

Comme on pouvait s'y attendre, il n'y a que peu d'exemples d'application d'une telle caractérisation écologique dans une évaluation des incidences au Canada ou, du moins, de cas où l'adoption d'une telle approche ressort avec évidence à la lecture des rapports d'évaluation. C'est d'ailleurs précisément à cause de cette absence de caractérisation écologique que les études des conditions de base tendent à n'être que d'immenses «fourre-tout». Il semble cependant que certains aspects de l'approche proposée ici soit progressivement adoptés, bien qu'ils ne le soient pas nécessairement dans le contexte global d'une stratégie d'étude, tel que décrit ci-dessus.

Dans un sens général, l'utilisation des relevés écologiques du territoire dans une évaluation des incidences environnementales (Groupe de travail du Service de la conservation de l'environnement, 1981) peut être considéré comme une forme de caractérisation écologique. Les relevés écologiques du territoire comportent en effet la délimitation et la description d'unités de territoire basées sur l'intégration de données concernant la géomorphologie, les sols, la végétation, le climat, l'eau et la faune. Ces unités territoriales peuvent être étudiées à n'importe lequel de six niveaux hiérarchiques de généralisation et présentées sous forme de carte dont les échelles varient de 1:1,000,000 à 1:2,500.

Le relevé écologique du territoire est une méthode rapide et efficace pour recueillir et présenter des données de reconnaissance au sujet de l'environnement. Dans le cadre d'une caractérisation écologique, les résultats d'un tel relevé pourrait aider à déterminer les limites de l'étude, à identifier les secteurs éventuellement d'importance majeure et à fournir un fondement aux études de base et de surveillance. Dans ce contexte, il semble donc que le relevé écologique du territoire réponde à l'un des objectifs de la caractérisation écologique fixés par Hirsch (1980): «Les systèmes de classification écologique basés sur des con-

cepts hiérarchiques, utilisés en combinaison avec la modélisation théorique des écosystèmes, devraient aider à définir de façon plus rigoureuse les limites de l'étude.» Le relevé écologique du territoire, à son niveau le plus détaillé, constitue un moyen tactique approprié pour répondre à des exigences particulières en matière de planification de projets.

L'utilisation des relevés écologiques du territoire dans les évaluations d'incidences au Canada a été étudiée par Duffy (1979) ainsi que par Eddy et al (1979). Ces derniers donnent un certain nombre d'exemples dans lesquels cette approche a été utilisée dans le pays pour divers types de projets dans des cadres administratifs différents. L'application la plus poussée a été faite dans le cadre de la planification du projet de développement hydroélectrique de la baie James où il s'agissait de cartographier une région de 410,000 kilomètres carrés à une échelle appropriée. Gantcheff et al (1979) rapportent l'opinion d'un administrateur de projet au sujet de l'utilité des résultats ainsi obtenus. Ils ont conclu que les relevés écologiques constituent une excellente base de données générales pour la planification; malheureusement, toutes les possibilités qu'ils offrent pour l'évaluation des incidences environnementales n'ont pas été exploitées à cause de l'absence de clés d'interprétation valides, et du fait que les utilisateurs ne sont pas accoutumés aux concepts de base de ces relevés écologiques.

Un autre exemple de caractérisation écologique au sens général, et qui montre bien que cette approche peut et doit être adoptée, peut être trouvé dans la brochure «Polynas in the Canadian Arctic» par Stirling et Cleator (1981). Dans cet ouvrage consacré aux polynies dans l'arctique canadien, on trouve un résumé bien ordonné de l'information disponible concernant les caractéristiques physiques et biologiques des secteurs de l'océan Arctique qui ont tendance à demeurer libres de glace. Cet aperçu général est suivi d'une analyse assez détaillée de certaines polynies reconnues pour réapparaître d'une année à l'autre, et tient également compte de l'importance éventuelle de tels secteurs pour diverses espèces arctiques. Ces informations de base sont extrêmement utiles pour la planification du développement des régions septentrionales et constituent un bon exemple de la caractérisation écologique qui devrait précéder toute étude d'évaluation des incidences environnementales.

L'un des meilleurs exemples de la caractérisation écologique est donné dans l'étude canadienne de la lagune Simpson/îles Jones (Truett, 1980). La phase initiale de l'étude, qu'il appelle «synthèse interdisciplinaire», comportait une revue des données disponibles concernant les estuaires, les lagunes et les îles barrières en général. Il s'agissait d'étudier les principaux processus physiques de formation, ainsi que les caractéristiques hydrographiques et la biologie des estuaires. Les généralisations ainsi obtenues ont ensuite été comparées aux principales caractéristiques physiques et biologiques des écosystèmes arctiques telles que décrites dans la documentation. Le but de cet exercice était de passer de la connaissance de systèmes comparables à une considération du système de la lagune Simpson/îles Jones telle que l'on puisse répondre à la question initiale suivante:

> «Le système de la lagune Simpson/îles Jones est-il essentiel au bien-être des espèces-clés qui l'utilisent et, le cas échéant, quelles caractéristiques de ses éléments et de ses processus le rendent tel?»

Nous avons insisté, dans cette section, sur la nécessité et l'utilité d'entourer une évaluation des incidences environnementales de concepts fondamentaux relatifs aux systèmes naturels considérés. La figure 11-1, extraite du rapport de Truett (1980), illustre le niveau général de conceptualisation qui pourrait être atteint suite à une caractérisation écologique. Il s'agit d'une représentation graphique de la compréhension générale que l'on peut tirer de la considération des processus structurels et fonctionnels de base. Cette figure illustre également la contribution importante que la caractérisation écologique peut apporter à l'élaboration d'une stratégie d'étude globale pour l'évaluation.

Les exemples de caractérisation écologique mentionnés plus haut sont soit généraux (c.-à-d. qu'ils ne sont reliés à aucune évaluation des incidences particulière), soit spécifiques (c.-à-d. qu'ils portent sur des systèmes relativement bien délimités). Comme telle, l'application du principe de la caractérisation à des projets portant sur des systèmes vastes et complexes peut être mise en question. Toutefois, l'évaluation environnementale préliminaire récemment effectuée pour le projet de prospection pour des hydrocarbures dans le plateau continental du Labrador (Petro-Canada, 1982) peut être considérée comme une première tentative de caractérisation écologique pour un projet de mise en valeur des ressources en mer. Bien que les résultats de cet effort ne soient pas directement reliés dans le temps à l'évaluation des incidences qui devrait normalement être entreprise par la suite, il est évident que les deux activités sont reliées — «L'une des raisons de procéder à cette évaluation environnementale préliminaire est de déterminer les objectifs et les priorités des études environnementale futures qui pourraient servir directement au projet d'exploitation des hydrocarbures au large du Labrador.»

L'évaluation environnementale préliminaire effectuée au large du Labrador constitue un pas en direction de l'adoption du principe de la caractérisation écologique comme moyen d'orienter les études d'évaluation des incidences. En effet, ses auteurs affirment que «les données biologiques constitueront probablement la base pour l'étude du biote le plus vulnérable au déversement d'hydrocarbures». Cette évaluation est également remarquable en ce qu'elle précise les points suivants pour toute évaluation d'incidences environnementales subséquente:

a) L'évaluation traite particulièrement des espèces-clés en fonction de leur prédominance écologique, de leur rareté, de leur importance économique et de leur vulnérabilité.

b) L'importance des incidences est définie de façon raisonnablement précise à partir de la réduction des populations et du temps nécessaire à leur récupération.

c) Les futures études sur les interactions physiques et biologiques seront réalisées de façon telle que les résultats obtenus constitueront un apport à la prévention ou à la lutte contre la pollution.

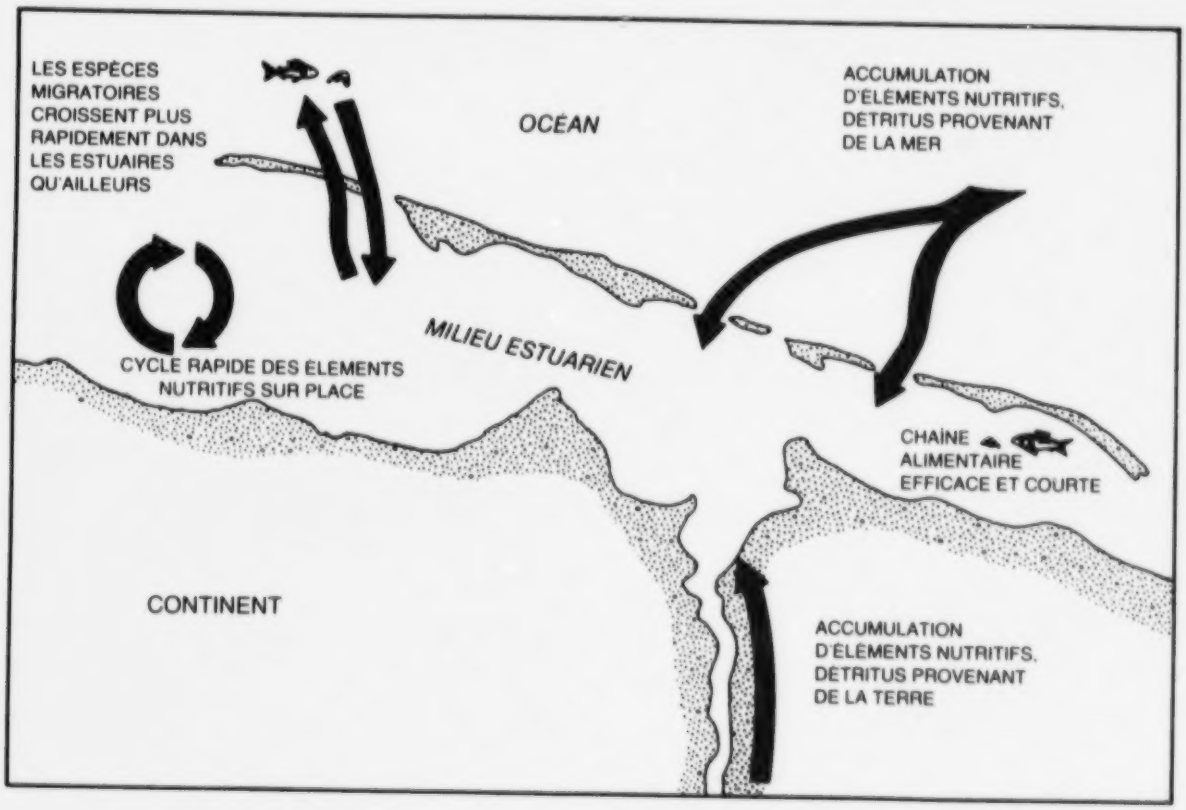


FIGURE 11-1 FACTEURS CONTRIBUANT À LA FORTE PRODUCTIVITÉ D'UNE LAGUNE MARINE (EXTRAIT DE TRUETT, 1980)

d) La nécessité de procéder à des échantillonnages multiples et répétés en vue de définir statistiquement la variabilité spatiale et temporelle des variables mesurées est reconnue.

e) Enfin, la nécessité d'une surveillance à long terme, basée sur des variables constituant des indices fiables des changements environnementaux, est reconnue.

Cette caractérisation écologique est un exemple d'une amorce de stratégie d'étude. À cet égard, l'étude des larves de morue, que l'on recommande advenant qu'une évaluation soit nécessaire, est centrée autour des effets des hydrocarbures sur la morue atlantique, soit l'espèce commerciale la plus importante dans les eaux du Labrador. On a suggéré de réaliser une étude basée sur la détermination de la distribution et des mouvements des oeufs et des larves de morue, afin d'évaluer les risques d'exposition aux hydrocarbures dans l'éventualité d'un déversement important. La stratégie comprendrait un projet destiné à élaborer une méthode permettant de déterminer si les oeufs et les larves ont été exposés aux hydrocarbures. En outre, les données en océanographie physique et en météorologie, ainsi que des informations biologiques au sujet des niveaux trophiques inférieurs, pourraient être recueillies en même temps que les données concernant les oeufs et les larves de morue. Selon les termes du rapport d'évaluation, «L'étude des larves de morue doit être étroitement coordonnée aux études d'océanographie physique régionales afin de fournir les renseignements nécessaires pour l'interprétation du déplacement des oeufs et des larves et de diminuer les frais grâce à une coordination logistique».

LES BASES DE LA PRÉVISION

Les enseignements des autres projets

«Etant donné que les expériences demandent tellement de temps tet d'argent, il faudrait plutôt concentrer nos efforts sur des études de cas.»

«Il faudrait mettre beaucoup plus d'accent sur les études de cas si l'on veut établir un certain niveau de confiance dans le domaine des prévisions.»

Les participants aux ateliers ont souligné, et l'on trouve la même idée dans les ouvrages à ce sujet, les avantages considérables qu'il y a à tirer, en matière de prévision, de l'étude des résultats de projets antérieurs de même nature. Cette approche comporte toutefois deux contraintes fondamentales:

a) Il pourrait être impossible de déterminer les conditions pré-projet à l'emplacement d'un développement antérieur à cause de l'absence d'études des conditions de base.

b) Il peut-être inapproprié d'extrapoler l'impact d'un projet à un autre, à cause de l'absence d'une mesure de l'«étalonnage» entre les milieux en cause.

Malgré ces contraintes, les études de cas peuvent néanmoins constituer une base raisonnable sur laquelle établir la prévision d'événements à venir. Compte tenu des avantages évidents de cette approche, il est quelque peu étonnant et plutôt décourageant de constater l'utilisation limitée qui en est faite dans les évaluations des incidences. Bien que les personnes chargées de ces études se réfèrent couramment à leur connaissance générale des projets antérieurs ou à la documentation qui s'y rapporte, il est peu fréquent que l'on tienne compte de ces projets lors d'un programme d'examen du projet sur les lieux. Notre revue des évaluations des incidences environnementales nous a permis de trouver les quelques exemples qui suivent.

Le rapport concernant le projet du delta des rivières de la Paix-Athabasca (Peace-Athabasca Delta Project Study Group, 1973) fait référence à une évaluation de marais drainés dans le nord de la Saskatchewan. Les résultats de cette étude ont été utilisés par la suite pour déterminer la période générale nécessaire pour la succession de l'état de fond de lac exposé à l'état de saulaie (10-15 ans).

Pour l'évaluation d'impact de la centrale sur le cours inférieur du Churchill (Lower Churchill Development Corporation Limited, 1980), des études ont été entreprises au sujet de la contamination par le mercure des poissons du réservoir Smallwood en amont du projet. Les résultats de ces études ont permis d'établir que la contamination par le mercure dans les réservoirs d'aval ne devrait pas être sérieuse.

Dans le cadre de l'examen de l'évaluation des incidences effectuée pour le projet de gazoduc de la route de l'Alaska (Foothills Pipe Lines (South Yukon) Ltd., 1979), le promoteur a rédigé un certain nombre d'annexes à l'EIE. L'une de ces annexes contenait un rapport concernant les possibilités d'exploitation du poisson et de la faune du Yukon suite au projet (Foothills Pipe Lines (South Yukon) Ltd., 1981). Ce document comportait une analyse d'une étude faite en Alaska dans laquelle des données concernant la récolte de poissons et d'animaux sauvages étaient étudiées afin de déterminer les effets de l'afflux de personnes provoqué par la construction du pipeline Trans-Alaska. L'expérience acquise aux Etats-Unis a été considérée comme pertinente pour la situation au Yukon, et des conclusions en conséquence ont été tirées concernant l'exploitation, la réglementation et la surveillance du projet.

Une phase du programme de surveillance pré-projet de la centrale nucléaire de Pointe-Lepreau (Smith et al, 1981) comportait la tenue d'un nouvel échantillonnage des organismes benthiques subtidaux et intertidaux le long de transects définis six ans auparavant, dans le but de déterminer les effets des rejets d'eau de refroidissement de la centrale thermique de Coleson Cove située à proximité. Ces informations ont été jugées «pertinentes pour la prévision des changements qui pourraient survenir dans les paramètres écologiques suite aux déversements thermiques de la centrale nucléaire de Pointe-Lepreau». Les résultats de l'étude ont montré que des changements écologiques étaient effectivement survenus, mais sans qu'il soit possible de déterminer s'ils avaient été causés par le rejet thermique ou s'ils dépendaient de la dégradation générale progressive observable le long du rivage par suite de la pollution et du dragage. Quoiqu'il en soit, ces informations seront importantes pour l'interprétation des résultats du futur programme de surveillance du projet de Pointe-Lepreau.

Les participants à l'atelier ont donné deux autres exemples où l'étude d'autres projets pourrait s'avérer utile. Ils ont d'abord suggéré d'examiner les répercussions des dragages effectués durant de nombreuses années dans l'estuaire du Fraser avant d'évaluer les effets éventuels de dragages en mer de Beaufort sur la vie marine. Ensuite, les participants qui avaient à évaluer les incidences éventuelles de l'exploitation d'une mine d'uranium ont en grande partie basé leur analyse sur la possibilité de mesurer les charges corporelles de radionuclides dans les lichens à des distances variées de l'emplacement de la mine.

Expériences pré-projet

Comme cela avait été le cas pour l'étude de projets antérieurs, les participants aux ateliers ont également reconnu les avantages que pouvait offrir la tenue d'expériences à échelles réduites concernant les perturbations. Nous n'avons cependant trouvé que très peu d'exemples de telles expériences dans notre revue des évaluations d'incidences environnementales effectuées au Canada. Nous aurions donc pu présenter un certain nombre d'exemples tirés d'ouvrages de recherche, mais nous avons préféré prendre un exemple, à la fois simple et utile pour la prévision, tiré d'une évaluation des incidences effectuée au Canada, et qui illustre bien les avantages à tirer d'une telle approche.

Un certain nombre d'expériences concernant les pêcheries (Eedy et Schiefer, 1977) ont été effectuées dans le cadre de l'étude d'évaluation des incidences de l'usine de pâte Kraft de Donohue - St-Félicien dans le nord du Québec. Dès le début de l'étude, il est apparu que le saumon atlantique, ou ouananiche, était une espèce importante tant pour les organismes de réglementation que pour le public. Par conséquent, l'accent a été mis sur la «recherche prévisionnelle comportant: des expériences uniques de modéli-

sation de la dispersion et de l'assimilation de la pollution, la simulation des effluents prévus, l'étude du comportement des poissons et des bio-essais sur la toxicité des effluents simulés.»

L'approche expérimentale générale comprenait trois éléments de base. Le premier consistait à effectuer des levés aériens et au sol de la rivière; ces levés ont permis de déterminer que la vaste majorité des zones de frai et d'élevage de la ouananiche se trouvaient en amont de l'emplacement prévu pour le déversement de l'effluent de l'usine. On en a donc conclu que l'effluent n'aurait aucun effet physique ou chimique néfaste sur l'habitat et ne menacerait ni les oeufs vulnérables ni les jeunes poissons; il pourrait cependant empêcher les adultes d'atteindre les frayères soit directement à cause de la toxicité de l'eau, soit à cause du comportement d'évitement.

Bien sûr, nous possédons de nombreuses données concernant la réaction du saumon atlantique aux effluents des usines de pâte à papier, mais la ouananiche, même si elle lui est étroitement apparentée, pouvait présenter des caractéristiques physiologiques et des comportements différents. En conséquence, le deuxième élément comportait une série d'expériences pour déterminer la réaction de la ouananiche aux diverses concentrations prévues dans l'effluent. A l'aide d'eau prélevée dans la rivière et d'un effluent simulé, établi en fonction de la conception proposée de l'usine, des bio-essais ont été effectués sur la ouananiche, la truite arc-en-ciel (pour se plier à la réglementation gouvernementale sur les tests de toxicité) et le saumon atlantique (à titre d'espèce-témoin pour laquelle il existe de nombreuses données relatives à la toxicité). Trois espèces d'invertébrés importantes pour l'alimentation de la ouananiche ont également fait l'objet d'essais. D'après les résultats obtenus, la toxicité ne devrait causer aucun problème, sauf dans la zone de mélange immédiate. Pour raffiner encore l'expérience, de nouveaux essais ont été effectués en utilisant un effluent réchauffé, et les résultats ont été semblables.

Le troisième élément de l'approche expérimentale consistait à déterminer si l'effluent, même sans être toxique, entraînerait une réaction d'évitement de la part des poissons. A cette fin, des études au moyen de dragues à courant, de dispersion de colorant, de courantomètres ainsi que des études de bathymétrie ont été effectuées à l'emplacement proposé pour le déversement de l'effluent. Les résultats obtenus ont permis de déterminer le meilleur type de diffuseur et le meilleur emplacement. Les expériences concernant la réaction d'évitement de la ouananiche et de la truite arc-en-ciel n'ont fait ressortir aucune réaction ni d'évitement ni de préférence en présence des plus fortes concentrations prévues pour l'effluent de l'usine en question.

Ces expériences ont démontré de façon tout à fait convaincante que ce projet n'empêcherait pas la ouananiche adulte de passer par l'emplacement du diffuseur de l'effluent de l'usine pour atteindre les frayères et que l'effluent en question ne perturberait pas les jeunes poissons dans la rivière. Toute ces prévisions ont été faites sans effectuer de longues et coûteuses études pour déterminer la distribution et l'abondance de l'espèce importante!

VÉRIFICATION DES HYPOTHÈSES

«L'évaluation des incidences devrait être centré sur la recherche des incidences d'un projet, afin que les projets futurs puissent être mieux planifiés du point de vue écologique.»

Au moment où nous avons entamé notre étude, on se rendait de plus en plus compte que celle-ci devrait être considérée comme une série d'étapes fondamentales successives: d'abord, recueillir les données des conditions de base pour caractériser les conditions existant avant la réalisation du projet, puis étudier les causes et les effets afin de prévoir jusqu'à quel point les conditions changeront suite à la réalisation du projet; ensuite, une fois le projet approuvé, entreprendre un programme de surveillance permettant de déterminer l'impact réel. C'est là la suite des étapes définies pour l'évaluation des incidences pour les fins de notre étude (figure 11-2a). La différence entre cette approche et les approches antérieures réside dans la reconnaissance de l'interdépendance des diverses étapes du processus, et le fait que la surveillance constitue une étape aussi importante que les autres dans le processus d'évaluation globale.

Ce qui est ressorti des premiers ateliers est une transposition de ces simples étapes en un modèle-type d'évaluation des incidences tel que vu par les praticiens (figure 11-2b). Il semble donc que les études de bases établiraient, avant le début de réalisation du projet considéré, des descriptions statistiquement valables de diverses composantes environnementales choisies. On tenterait par la suite de prévoir jusqu'à quel point ces valeurs changeraient en raison des perturbations causées par la réalisation du projet. Le projet peut ensuite être réalisé ou pas, dans sa forme originale ou dans une forme modifiée, selon la fiabilité et l'acceptabilité des changements prévus. Advenant le cas où le projet est réalisé, les variables de base seraient mesurées de nouveau au cours des phases de construction et d'exploitation du projet afin de déterminer dans quelle mesure les changements prévus sont survenus. Dans le diagramme de la figure 11-2b, il est important de remarquer la continuité des variables choisies, depuis les études des conditions de base jusqu'au programme de surveillance.

Il s'agit peut-être là d'un aperçu simpliste de l'évaluation des incidences environnementales. Toutefois, bien qu'il puisse être beaucoup plus élaboré (selon la complexité des projets étudiés), ce modèle-type représente le cadre conceptuel dans lequel la plupart des praticiens de l'évaluation d'impact travaillent. Quelle que soit l'étape du processus de planification où elle entre en jeu, l'évaluation des incidences environnementales doit donc permettre de prévoir, de façon implicite ou explicite, les changements qui surviendront dans les éléments environnementaux en conséquence de la réalisation du projet sous une forme ou une autre.

Pourtant, même le praticien le plus optimiste, disposant des meilleurs moyens de la profession, ne peut que reconnaître les sérieuses limites de notre capacité de prévoir les changements écologiques attribuables à une activité proposée. C'est pourquoi on tend de plus en plus à considérer le projet dans un contexte expérimental et que la surveillance effectuée au cours de la phase de fonctionnement est nécessaire pour déterminer les effets du projet. C'est d'ailleurs là le seul concept d'évaluation des incidences dans lequel l'interdépendance des diverses activités devient cohérente au sens scientifique (figure 11-2c). L'idée sous-jacente est que l'évaluation des incidences est incomplète tant que les résultats de la surveillance ne sont pas disponibles. Cette *surveillance doit être faite* afin de pouvoir vérifier les hypothèses et les prévisions concernant les effets des projets.

Un petit nombre d'évaluations actuellement en cours ou projetées est basé sur une approche expérimentale. Bien que, dans leur conception globale, ces évaluations ne comportent pas nécessairement tous les détails illustrés à la figure 11-2c, on commence à faire le lien entre l'évaluation classique et la recherche écologique appliquée.

Le premier exemple a été étudié au cours d'un atelier. Il s'agissait de l'évaluation des incidences environnementales d'une digue importante qui devait être construite sur la côte nord de l'Alaska. Une fois reconnu le manque de données permettant de faire des prévisions raisonnables au sujet des perturbations éventuelles de l'écosystème littoral, il a été décidé de passer à la construction de l'ouvrage, et d'étudier le projet dans une perspective expérimentale afin de fournir des informations précieuses pour les projets futurs de même nature.

L'évaluation de la centrale nucléaire de Pointe-Lepreau (Smith et al, 1980) comprend un programme de surveillance à long terme des effets des rejets radioactifs, thermiques et chimiques provenant de la centrale. Bien que les études des conditions de bases effectuées au cours des quelques dernières années ne sont venues s'ajouter qu'après coup au processus d'évaluation comme tel, elles ont toutefois été conçues pour être poursuivies pendant une bonne partie de la phase d'exploitation de la centrale, dans le but précis de mesurer les changements par rapport aux conditions existant au début. Dans le contexte de la définition adoptée dans le présent rapport, il s'agit donc de véritables études des conditions de base. Le projet de Pointe-Lepreau permet également de faire ressortir un autre aspect «chronologique» souvent négligé en évaluation des incidences. En effet, l'évaluation officielle a été terminée en 1975, mais la centrale est entrée en service en 1982. On disposait donc de sept ans pour effectuer des études des conditions de base, en plus de toutes les études effectuées antérieurement à l'évaluation. Bien que le programme d'études des conditions de base actuel n'ait commencé qu'en 1979, cela montre quand même à quel point des délais de construction prolongés peuvent être importants lorsque le processus d'évaluation est considéré dans le cadre d'une période plus étendue.

Le dernier cas illustre un exemple déjà cité dans lequel l'étude d'évaluation des incidences était conçue conformément à l'approche du «projet-expérience», c.-à-d. (i) qu'il était clair dès le départ que les incidences éventuellement importantes ne pouvaient être prédites avec suffisamment de précision ou de certitude, (ii) qu'il était compris dès le début que l'étude se poursuivrait jusqu'à ce que les effets du projet puissent être déterminés, et (iii) qu'il était reconnu que les résultats des études expérimentales trouveraient une application directe dans d'autres projets de même nature. L'exemple en question est une étude exhaustive entreprise dans le cadre de l'évaluation des incidences environnementales de l'aménagement hydroélectrique de la rivière Upper Salmon (Newfoundland and Labrador Hydro, 1981a). Le promoteur de ce projet, reconnaissant son incapacité de prévoir les effets que le projet aurait sur trois hardes de caribous de la région, a décidé de concert avec la division de la faune de Terre-Neuve (Mahoney, 1980), d'entreprendre une étude pour recueillir des données sur une période de six ans, s'étendant de deux ans avant la construction du projet jusqu'à deux ans après le début des opérations.

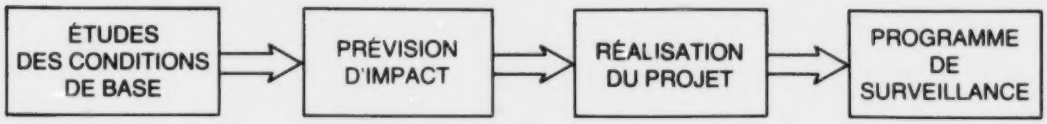
Pour être précis, ce projet hydroélectrique est situé sur une voie de migration utilisée depuis toujours par le caribou pour passer de son territoire d'hiver à son territoire d'été, et il y a d'importantes zones de mise bas et d'élevage dans son voisinage immédiat. Les intéressés se sont donc demandé si le projet pourrait nuire à la migration annuelle au point de mettre les hardes en question en péril.

C'est au cours de la première année de ce programme que les études ont été les plus exhaustives. Des recensements des trois hardes en question ont été effectués, tant au printemps qu'en hiver, à l'aide d'une combinaison de techniques de recensement par bloc et par bande. Des observations aériennes complètes ont ensuite été faites pour avoir un aperçu détaillé de la composition des hardes. Environ cent caribous ont été munis d'un collier-émetteur et suivis pendant toute l'année. L'étude des données a permis de déterminer, dans les grandes lignes, les habitudes migratoires et diverses caractéristiques du comportement des hardes.

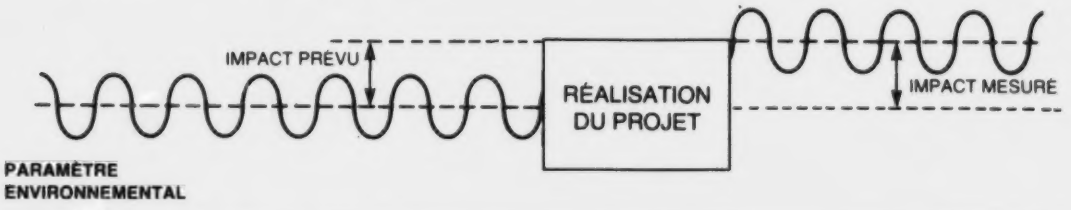
Le programme de pose de colliers-émetteurs sera poursuivi pendant un certain nombre d'années sur un nombre moins élevé d'animaux. Une fois terminée, l'étude devrait démontrer si la construction et la présence du complexe hydroélectrique ont eu un effet quelconque sur les habitudes établies du caribou et peuvent éventuellement se traduire par une diminution importante des hardes.

Le promoteur a également lancé un autre programme d'études, complémentaire au programme mentionné précédemment, en ce sens qu'il a fourni des observations recueillies sur les lieux, sur la réponse du caribou à certains éléments particuliers du projet tel que le dynamitage, la circulation des véhicules, l'ouvrage lui-même, etc. Il est en effet apparu dès le début de l'évaluation que, sans une connaissance précise de ces diverses interactions, toute prévision d'impact sur le caribou ne serait au mieux qu'une

a) UN APERÇU SIMPLIFIÉ DES PRINCIPALES ÉTAPES DE L'ÉVALUATION



b) UN MODÈLE-TYPE OPÉRATIONNEL



c) LE PROJET COMME EXPÉRIENCE

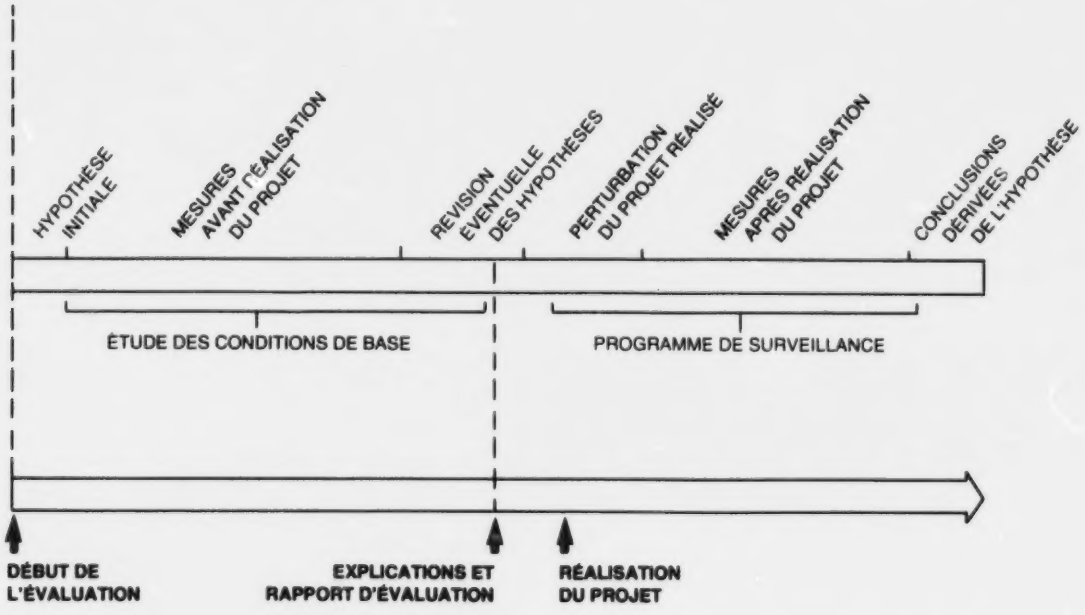


FIGURE 11-2 ÉVOLUTION DES MODÈLES-TYPES D'ÉVALUATION D'IMPACT

tentative. L'étude a porté principalement sur le stade suivant immédiatement la mise bas, stade pendant lequel l'animal, très vulnérable, se déplace dans le secteur prévu pour le projet. Les résultats de cette étude ont fourni des informations concernant l'emploi du temps du caribou, les interactions mère-petit et les réactions de panique provoquées par les activités de construction du projet.

Il semble que les motifs de cette étude globale reposaient sur la conviction, partagée tant par le promoteur que par l'organisme gouvernemental intéressé, que les résultats seraient extrêmement importants pour: (i) améliorer les prévisions concernant les répercussions sur le caribou de futurs développements hydroélectriques dans la province et (ii) élaborer des stratégies d'atténuation plus efficaces.

Partie III

Possibilités de changements

12 — EXIGENCES CONCERNANT LA PLANIFICATION ET LA RÉALISATION DES ÉTUDES DES INCIDENCES ÉCOLOGIQUES

Ce chapitre contient une série d'exigences scientifiques et écologiques fondamentales pour les études d'incidences servant de base à une évaluation environnementale. Les participants aux ateliers régionaux ont reconnu qu'il faut avoir des normes établies, et plusieurs d'entre eux ont exprimé le désir de voir cette étude offrir ce genre de directives. A partir de l'interprétation que nous avons donnée des discussions tenues dans les ateliers, et à partir d'autres informations, nous avons élaboré la série d'exigences suivante pour répondre à des attentes qui sont à la portée de tous ceux qui, au Canada, participent aux évaluations environnementales.

Ces exigences sont basées sur un certain nombre de prémisses et de suppositions fondamentales, très importantes pour leur application. Premièrement, leur teneur permet de les utiliser dans le cadre de tous les processus d'évaluation des incidences au Canada; aucune d'elles n'est si spéciale qu'elle doive être limitée dans son application par un mécanisme administratif ou de révision particulier. Deuxièmement, elles s'appliquent à la planification et à la réalisation des études écologiques nécessaires aux évaluations des incidences pour tous les types de projet. Pour que ces exigences puissent être communément appliquées à toutes les évaluations des incidences au Canada, il fallait que leur généralité se vérifie à ces deux niveaux.

Les concepts exprimés dans les exigences sont très simples; il est cependant possible d'étendre leur champ ou de les rendre plus complexes selon le besoin. En d'autres mots, les exigences offrent une latitude considérable qui permet d'affiner plus ou moins les concepts selon les besoins du projet, de l'environnement ou des personnes intéressées.

Nous avons également restreint ces exigences à des considérations scientifiques très fondamentales. Il était tentant d'inclure nombre de sujets plus spécifiques, dont nous avons traité dans les chapitres précédents du rapport; pour plusieurs raisons, nous avons résisté à cette tentation. Premièrement, plus une norme est spécifique, moins il est possible de l'appliquer à toutes les évaluations, dans quelqu'administration que ce soit. Deuxièmement, les concepts contenus dans les exigences sont conçus de façon appropriée pour la planification et la conception de la composante écologique d'une évaluation. Le sérieux de toute l'évaluation repose sur ces premières activités, et les améliorations scientifiques sont réalisées le plus efficacement à ce stade. Enfin, en demeurant au niveau conceptuel, les praticiens jouissent d'un maximum de flexibilité et peuvent faire preuve d'imagination et de rigueur scientifique pour atteindre les objectifs de l'évaluation. Les exigences que nous donnons fournissent le contexte dans lequel devrait se faire une évaluation scientifique des incidences environnementales.

A considérer la façon dont les évaluations d'incidences sont menées aujourd'hui, il ne semble pas qu'on reconnaisse les limitations de l'évaluation environnementale. Les exigences, lorsqu'elles sont adoptées, doivent faire surgir clairement, dès le début du processus, toutes les limitations et les contraintes qui touchent les aspects écologiques de l'évaluation. Ce n'est qu'à ce moment, qu'il est possible de déterminer de façon réaliste ce qui peut être réalisé au moyen des études écologiques et des analyses de prévision.

Les exigences devraient être considérées comme représentant le contenu essentiel minimum des études d'incidences écologiques; elles devraient être considérées comme obligatoires et non pas comme facultatives. Les promoteurs et les experts-conseils devraient se soumettre à ces exigences lorsqu'ils conçoivent et planifient des évaluations et les études qui en font partie. Les examinateurs devraient utiliser les exigences comme cadre général pour juger du contenu scientifique de l'évaluation environnementale. Ceci n'exclut pas que les examinateurs doivent examiner de façon critique les détails de la conception de l'étude et de l'interprétation des données dans le cadre de l'évaluation considérée; cette tâche sera sans aucun doute facilitée s'ils se réfèrent à des normes écologiques plus générales.

Des tentatives infructueuses d'appliquer l'une des exigences *ne reflètent pas* une évaluation inacceptable du point de vue écologique; elles reflètent plutôt les contraintes immuables auxquelles l'évaluation doit faire face. Tous les intéressés peuvent donc profiter dès le début d'une appréciation des limitations de l'évaluation, et peuvent les accepter ou tenter de les surmonter. Les exigences devraient se retrouver dans les deux éléments d'une évaluation environnementale qui sont communs à la plupart des processus administratifs: les directives et le rapport d'évaluation. Nous suggérons que les exigences ne servent pas à remplacer les directives pour les évaluations des incidences (les directives se rapportent en effet à l'évaluation toute entière, alors que les exigences, comme nous les décrivons plus loin, concernant le rôle de l'écologie dans l'évaluation des incidences), mais fassent plutôt partie intégrante de ces directives. Certes, l'adoption de ces exigences entraînera une certaine réorganisation fondamentale et une réorientation de certaines des séries de directives utilisées couramment au Canada; cependant, il ne s'agira là probablement pas d'un obstacle majeur à l'adoption de ces exigences.

La prise en considération de ces exigences devrait également transparaître dans le rapport d'évaluation (ce qu'on nomme l'énoncé des incidences environnementales). Les auteurs de ces rapports devraient montrer qu'ils ont fait des efforts pour répondre à ces exigences, et présenter les résultats tant négatifs que positifs de leurs tentatives. Tous

ceux qui examineront le rapport auront donc une base commune pour juger du contenu scientifique de l'évaluation des incidences.

Nous recommandons au lecteur de considérer les exigences dans le cadre de l'ensemble du présent rapport. Il notera que ces conditions à remplir ne traitent pas de façon explicite de plusieurs des principes, des techniques et des approches qui ont été longuement traités dans le rapport. Nous croyons que ces principes et approches peuvent grandement contribuer à améliorer les bases écologiques d'une évaluation environnementale; les praticiens seraient bienvenus de les utiliser au maximum pour concevoir et effectuer les évaluations. Il ne serait cependant pas raisonnable de poser comme exigences de toutes les évaluations, des considérations si précises. Il appartient aux planificateurs et aux examinateurs d'un énoncé des incidences environnementales de faire preuve de discernement lorsqu'ils décident de la meilleure façon d'appliquer les principes et les méthodes écologiques à l'évaluation considérée.

Le rapport fait donc la différence entre les concepts facultatifs, mais extrêmement utiles lorsqu'ils sont utilisés dans le cadre d'une évaluation des incidences écologiques, et les concepts que nous aimerions voir devenir obligatoires pour toutes les évaluations. Les exigences données plus loin font partie de cette dernière catégorie.

L'application générale de ces exigences aux études d'incidences environnementales permettrait, d'une façon importante mais pratique, de mieux tenir compte des principes écologiques dans l'évaluation des incidences environnementales au Canada. Adopter ces exigences ne veut pas nécessairement dire progresser dans le perfectionnement du processus d'évaluation; cela signifie plutôt faire pour la planification de l'évaluation les mêmes efforts organisés que pour la planification du projet.

Mécanisme de mise en pratique

Comment peut-on appliquer un ensemble fondamental de critères à des évaluations d'incidences environnementales? Etant donné que les exigences qui suivent seront pratiquement inutiles si elles ne sont pas observées, la question du mécanisme approprié de mise en pratique prend une importance primordiale pour le résultat final de la présente étude.

Il ne suffit pas de dire que les exigences doivent être observées par les principaux groupes qui prennent part à l'évaluation des incidences, il faut également savoir comment procéder. Il n'est pas suffisant, non plus, d'intégrer les exigences à des directives pour les évaluations, étant donné qu'il faudra interpréter scientifiquement et correctement ces exigences dans chaque cas. La solution semble être que les promoteurs et l'organisme gouvernemental chargé de l'application du processus d'évaluation des incidences environnementales utilisent les exigences fondamentales dans la planification conjointe de l'évaluation.

On exhorte tous ces organismes au Canada à constituer un groupe-cadre de conseillers techniques pour chaque évaluation à faire. Le groupe chercherait, de concert avec le personnel scientifique du promoteur et ses consultants, à mettre au point un plan d'étude acceptable par tous les intéressés et ce avant la réalisation des différentes études. Cette collaboration sera certainement critiquée par les partisans du «maintien des distances» à l'égard des organismes chargés de l'application des méthodes d'évaluation. Cependant, si nous continuons à considérer la collaboration comme de la subversion, il ne nous reste qu'à rédiger des directives toujours plus longues et plus complexes.

Le groupe-cadre de conseillers aurait un rôle important à jouer dans l'examen technique final de l'évaluation. Si le plan de réalisation convenu était modifié ou n'était pas respecté par les promoteurs, le groupe de conseillers pourrait exiger des explications. Il serait de plus en mesure de donner son avis à l'organisme gouvernemental responsable sur la validité de l'interprétation des résultats présentée par les promoteurs, élément primordial dans toute évaluation des incidences environnementales. Il faudra faire la part des choses entre l'importance de l'indépendance et de la crédibilité perçues de l'organisme gouvernemental et la nécessité urgente d'obtenir les meilleurs conseils et données scientifiques possibles. Il faudra évidemment faire des compromis. De toutes façons, il incombera toujours à l'organisme responsable d'interpréter les résultats définitifs de l'évaluation et de prendre les décisions en conséquence.

L'une des tâches les plus importantes du groupe-cadre de conseillers serait d'élaborer une stratégie appropriée de surveillance, de concert avec le promoteur, et d'aider l'organisme responsable à interpréter les résultats et à déterminer les limitations d'un tel programme de surveillance.

En résumé, les exigences qui suivent concernant l'organisation et la réalisation d'études des incidences écologiques pourraient servir de cadre général dans lequel le groupe-cadre de conseillers de l'organisme, ainsi que les employés scientifiques et les consultants du promoteur, élaborent ensemble des plans détaillés pour l'évaluation des incidences environnementales.

LES EXIGENCES

Exigences de déterminer les éléments importants d'un écosystème

Une évaluation des incidences environnementales ne saurait traiter de tous les effets d'un projet sur l'environnement. C'est pourquoi il importe de déterminer dès le début du processus les éléments environnementaux considérés comme importants pour la prise de décisions concernant le projet. Normalement, on consultera le public d'une façon ou d'une autre, ou l'on établira la portée sociale afin de déterminer les valeurs accordées aux différents éléments. Dans cette opération, il faut tenir compte à la fois des opinions du grand public et de la communauté professionnelle.

Selon les résultats de l'établissement de la portée sociale, les promoteurs et les responsables de l'évaluation

devront s'entendre sur un premier ensemble d'éléments importants des écosystèmes à utiliser lors de l'évaluation. Ils pourraient ensuite concevoir des études pour examiner les changements possibles de ces éléments. Il est entendu que l'on pourra trouver et étudier d'autres sujets de préoccupations, à mesure que l'évaluation progressera.

L'expérience prouve que, lorsqu'on ne détermine pas très tôt les éléments importants des écosystèmes, l'évaluation des incidences environnementales n'est pas bien orientée et la dispersion des efforts qui en résulte mène à une évaluation médiocre des facteurs importants.

DANS LE CADRE DES EVALUATIONS DES INCIDENCES ENVIRONNEMENTALES, IL FAUDRAIT DETERMINER DES LE DEBUT UN ENSEMBLE D'ELEMENTS IMPORTANTS D'ECOSYSTEMES QUI SERVIRAIENT A ORIENTER LES ACTIVITES SUBSEQUENTES.

a) On peut avoir recours à divers mécanismes pour déterminer les éléments importants d'un écosystème. On recommande d'établir la portée sociale dans le cadre de laquelle tous les intéressés ont l'occasion de présenter leurs opinions et leurs suggestions. Il importe d'énoncer clairement les moyens et les critères à utiliser pour le choix des éléments importants d'un écosystème.

b) Il faut également préciser dans quelle mesure les changements prévus des éléments importants d'un écosystème auront une influence sur les décisions relatives au projet.

Exigence de déterminer un contexte pour l'évaluation de l'importance des incidences

Dans toute évaluation, on en vient à se demander si les incidences prévues seront sérieuses. Des critères objectifs pour déterminer l'importance des incidences permettraient de réduire considérablement les malentendus lors de l'examen d'une évaluation, et pourraient grandement faciliter la planification des études, s'ils étaient élaborés assez tôt dans le processus. En l'absence de critères ou de cadre déterminant l'importance des incidences, les participants au processus d'évaluation peuvent facilement suivre leur idée personnelle et avoir des interprétations complètement différentes.

Aux fins de l'évaluation des incidences environnementales, on a déterminé trois domaines d'importance: (i) importance statistique - où le problème consiste à faire la différence entre les changements provoqués par le projet et les modifications naturelles, (ii) importance écologique — ampleur des changements entraînés par le projet, d'un point de vue purement écologique, et (iii) importance sociale — ampleur des changements provoqués par le projet et relatifs aux éléments importants des écosystèmes. Toutefois, on s'occupe avant tout de savoir dans quelle mesure les changements prévus, résultant de la réalisation du projet, auront une influence sur les décisions concernant le projet.

Ce n'est ni la complexité ni l'intégralité des critères utilisés pour définir l'importance d'une incidence qui font qu'ils soient adéquats; parfois une définition fort simple suffira.

DANS LE CADRE DE CHAQUE EVALUATION DES INCIDENCES ENVIRONNEMENTALES, IL FAUDRAIT DETERMINER UN CONTEXTE PERMETTANT D'EVALUER L'IMPORTANCE DES CHANGEMENTS RELATIFS AUX ELEMENTS IMPORTANTS D'UN ECOSYSTEME.

a) Les critères utilisés pour évaluer l'importance des incidences doivent être fonction des interprétations statistiques, écologiques et sociales du concept. Pour les interprétations statistiques, il faut reconnaître les difficultés qu'il y a à déceler des changements imputables au projet et relatifs aux éléments importants des écosystèmes. Parmi les critères écologiques, on peut citer les processus naturels importants telle que la production primaire et des éléments importants des écosystèmes telles que les principales espèces prédatrices. Quant aux critères sociaux, ils peuvent refléter divers points de vue concernant les valeurs données aux nombreux éléments importants des écosystèmes.

b) Il importe de définir clairement les termes utilisés pour décrire les changements causés par le projet aux éléments importants d'un écosystème (par ex., principal, à long terme, régional, etc.). Si cela est impossible il faut en donner la raison; sans définition précise, on peut donner à ces termes de très nombreux sens.

Exigence de déterminer des limites

En général, on reconnaît qu'il est important de déterminer des limites temporelles et spatiales dès le début d'une évaluation des incidences environnementales. Ces limites sont primordiales pour la conception des études, l'interprétation des résultats, la prévision des incidences et la détermination de leur importance. Il faut distinguer quatre sortes de limites: (i) administratives — limites temporelles et spatiales imposées par des impératifs politiques, sociaux ou économiques, (ii) inhérentes au projet — limites temporelles et spatiales dans lequel le projet est compris, (iii) écologiques — cadre temporel et spatial dans lequel évoluent les systèmes naturels, et (iv) techniques — imposées par le caractère imprévisible des systèmes naturels et nos capacités limitées de mesurer les changements écologiques.

Des groupes de limites différentes peuvent être utilisés pour différents éléments des écosystèmes dans le cadre d'une même évaluation des incidences. En général, on détermine les limites administratives et les limites du projet avant les limites écologiques et techniques. Les restrictions et les limites comprises dans cette large interprétation des «limites» doivent être clairement définies, et adoptées par tous, le plus tôt possible dans l'évaluation.

POUR L'ETUDE ET L'ANALYSE DES CHANGEMENTS PREVUS DES ELEMENTS IMPORTANTS DES ECOSYSTEMES, IL FAUDRAIT FIXER DES LIMITES TEMPORELLES ET SPATIALES A L'EVALUATION DES INCIDENCES ENVIRONNEMENTALES.

a) Dans une évaluation, il faut d'abord déterminer les limites administratives et par conséquent, les limites de l'évaluation elle-même; il suffit de penser à des problèmes tels que la pollution transfrontalière et aux questions tombant sous compétences politiques multiples.

b) Dans le cadre des contraintes administratives établies, il faut déterminer dans toute évaluation les limites temporelles et spatiales dictées par le projet proposé. Parmi les éléments à préciser, citons la durée des travaux de construction et des étapes d'exploitation et l'étendue matérielle des installations et des voies de transport.

c) Normalement, on considère les limites écologiques en fonction des contraintes administratives et des limites du projet. Sur le plan spatial, les limites écologiques doivent être fonction, entre autres choses, des moyens de transport et des facteurs de migration. Sur le plan temporel, elles doivent dépendre des temps de réaction et de récupération des systèmes touchés. Il faut porter attention au niveau de résolution auquel sont étudiés les divers éléments importants des écosystèmes, dans le cadre des limites fixées.

d) Il existe d'autres contraintes techniques à surmonter pour atteindre les objectifs de l'évaluation. Deux exemples de telles contraintes sont notamment les difficultés de procéder à des programmes d'échantillonnage adéquat pour certaines espèces et les difficultés de prévoir des modifications dans les composantes mal connues d'un écosystème.

Exigence de concevoir et de mettre une stratégie d'étude en pratique

Plus que tout autre facteur dont le contrôle appartient à l'organisme examinateur, la stratégie d'ensemble de l'étude est utile à l'affectation des ressources humaines et financières pour les études menées dans le cadre d'une évaluation. L'élaboration d'une stratégie d'étude aidera grandement à transformer une vague préoccupation concernant un élément important de l'écosystème en une question précise à laquelle il est possible de répondre par une étude détaillée. Les stratégies d'étude pourraient servir de base satisfaisante à un examen officiel tôt, dans le cadre d'une évaluation des incidences, et pourraient faciliter la communication des résultats lors de rencontres publiques ou professionnelles.

Pour élaborer une stratégie d'étude, il faut conceptualiser le projet et les éléments importants des écosystèmes, en analysant la manière dont on peut étudier les interactions entre les éléments et le projet, et choisir les moyens appropriés pour réaliser les études. Donc, en plus des recherches de reconnaissance nécessaires à une compréhension préliminaire du milieu naturel, les stratégies d'étude doivent être en place avant le début des études en laboratoire.

DANS LE CADRE DES EVALUATIONS DES INCIDENCES ENVIRONNEMENTALES, IL FAUDRAIT ELABORER UNE STRATEGIE EXPLICITE D'EXAMEN DES INTERACTIONS ENTRE LE PROJET ET LES DIVERS ELEMENTS IMPORTANTS DES ECOSYSTEMES. IL FAUT EGALEMENT MONTRER DE QUELLE FACON ON DOIT UTILISER LA STRATEGIE POUR COORDONNER LES DIFFERENTES ETUDES ENTREPRISES.

a) Une stratégie d'étude doit comporter un aperçu conceptuel du projet dans un cadre écologique, ainsi qu'une schématisation de l'organisation et du fonctionnement écologique du milieu récepteur. Grâce à cette conceptualisation, on peut étudier les liens qui existent entre le projet et les éléments importants des écosystèmes, au moyen des relations de cause à effet.

b) Il faut recourir à l'établissement de la portée écologique pour déterminer les possibilités d'étude des changements écologiques. Si l'on s'attend à une interaction entre le projet et un élément important d'un écosystème, il faut d'abord chercher à examiner directement cette interaction. Au besoin, on peut chercher des moyens d'étude indirects. Si l'étude et l'analyse des changements de certains éléments importants des écosystèmes se révèlent impossibles à réaliser, on peut alors procéder à une étude des éléments-témoins appropriés.

c) L'élaboration d'études détaillées est l'étape finale de réalisation d'une stratégie. L'évaluation doit montrer clairement que chaque étude réalisée contribue à l'exécution des stratégies élaborées.

Exigence de déterminer la nature des prévisions

L'évaluation des incidences équivaut, à de nombreux égards, à la prévision des incidences. Pour être vraiment utiles, les prévisions doivent (i) atteindre l'objectif consistant à contribuer à des prises de décisions en connaissance de cause, (ii) comporter une estimation de l'incertitude et (iii) être vérifiables au moyen d'un programme de surveillance. Les prévisions qui ne sont que des spéculations vagues et générales n'ont que peu ou pas de valeur. Il faut beaucoup plus de détails au sujet des bases des prévisions et des qualités des énoncés de prévisions.

A juste titre, les prévisions peuvent être basées sur une combinaison de spéculations, de jugement professionnel, d'expérience, de preuves obtenues par expérience, de modélisation quantitative et d'autres facteurs. Il importe que l'on explique clairement dans l'analyse des prévisions les éléments sur lesquels ces prévisions sont basées.

On reconnaît notre faiblesse en ce qui concerne la prévision de faits écologiques — il est beaucoup plus facile de prévoir des changements matériels ou physiques, d'une manière quantitative, qu'il ne l'est de prédire des modifications de variables biotiques. C'est pourquoi les énoncés de prévisions devraient être accompagnés d'un exposé des limites de l'analyse.

DANS LE CADRE DES EVALUATIONS, IL FAUDRAIT ENONCER CLAIREMENT LES PREVISIONS D'INCIDENCES ET EN FOURNIR LES BASES.

a) L'analyse des prévisions devrait fournir la nature, l'ampleur, la durée (calendrier de réalisation), l'étendue (répartition géographique), les risques et les facteurs d'incertitude des changements prévus. Toute dérogation à cette liste devrait être expliquée.

Exigence d'entreprendre une surveillance

La nécessité de surveiller le changement écologique est largement reconnue; il faut mener des recherches écologiques pendant les étapes de la construction, de l'exploitation et de l'abandon d'un projet, pour accroître nos connaissances en matière de prévision et d'évaluation des incidences. Plus particulièrement, il faut surveiller les incidences (i) pour vérifier les prévisions et les hypothèses, ce qui est utile pour les évaluations subséquentes, et (ii) pour essayer les mesures d'atténuation, et donc assurer la protection des éléments importants des écosystèmes.

Du point de vue scientifique, la surveillance écologique joue un rôle primordial dans la conception globale des études. Les études des conditions de base, les prévisions ou les hypothèses, et la surveillance des effets sont toutes nécessaires même pour la présentation d'énoncés quasi-définitifs concernant les changements des éléments importants des écosystèmes.

Il importe de bien concevoir et orienter les programmes de surveillance des effets d'un projet afin d'éviter que des ressources humaines et financières excessives n'y soient consacrées. On reconnaît que les changements prévus de certains éléments importants des écosystèmes peuvent ne pas nécessiter de surveillance après le début de la réalisation du projet. Aussi est-il possible de consacrer les ressources humaines et financières disponibles à la surveillance de changements relatifs à des éléments moins bien compris ou qui ont le plus besoin d'être protégés.

IL FAUDRAIT EXIGER QUE LES EVALUATIONS ENVIRONNEMENTALES FASSENT APPARAITRE CLAIREMENT L'ENGAGEMENT DE PROCEDER A UN PROGRAMME DE SURVEILLANCE DES EFFETS DU PROJET.

a) L'organisation d'un programme de surveillance devrait faire partie de l'élaboration d'une stratégie d'étude pour tout élément important d'un écosystème. De cette façon, les études de base et les prévisions seraient conçues de manière à ce que l'on puisse tirer des conclusions après l'achèvement des études de surveillance.

b) Dans toute évaluation, il faudrait préciser clairement la nécessité d'avoir les résultats, et de connaître la durée prévue, des études de surveillance. Le programme devrait cependant demeurer suffisamment souple pour être modifié, au besoin, en fonction des objectifs.

13 — RECOMMANDATIONS

Outre les «Exigences concernant la planification et la réalisation des études des incidences écologiques», la présente étude a permis d'identifier plusieurs autres initiatives susceptibles de faciliter et d'encourager une approche plus scientifique de l'évaluation des incidences environnementales. Les recommandations qui suivent ont trait aux aspects administratifs et institutionnels de l'évaluation.

Recommandation 1 — Adoption des exigences

On s'attend à ce que les exigences concernant l'organisation et la réalisation des études d'incidences écologiques soient satisfaites surtout au moyen de directives et de mandats. Toutefois, ces exigences ne peuvent être mises en pratique avec succès sans l'appui de tous les intéressés mêlés au processus d'évaluation, notamment les organismes examinateurs, les promoteurs, les consultants et les organisations professionnelles. Il faut que les exigences soient largement acceptées et soient considérées comme utiles à l'établissement d'une meilleure base scientifique pour la réalisation des évaluations d'incidences environnementales.

ON RECOMMANDE QUE LES GROUPES ACTIFS DANS LE DOMAINE DE L'EVALUATION DES INCIDENCES ENVIRONNEMENTALES ADOPTENT LES EXIGENCES CONCERNANT L'ORGANISATION ET LA REALISATION DES ETUDES D'INCIDENCES.

a) Les organismes qui appliquent les procédures d'évaluation des incidences devraient adopter les exigences et les intégrer à leurs politiques et aux directives qu'ils publient. De même, on devrait demander aux conseillers techniques de tenir compte des exigences dans leur examen des études d'évaluation.

b) Les promoteurs devraient demander à leurs spécialistes de l'environnement et aux consultants d'adopter les exigences pour la planification et la réalisation des études.

c) Les organisations professionnelles et les associations industrielles devraient défendre les exigences et les présenter comme des normes de rendement à leurs membres engagés dans les études d'incidences, et devraient en encourager l'utilisation comme base d'études plus poussées et pour amélioration par la communauté professionnelle.

d) Les consultants spécialistes de l'environnement pourraient employer les exigences pour la préparation de propositions concernant des études d'incidences, et devraient les adopter pour la conception et la réalisation de ces études.

Recommandation 2 — Comités consultatifs des organismes responsables

La présente étude a bénéficié de l'apport d'un comité consultatif scientifique formé de représentants d'universités, de l'industrie, du gouvernement et de consultants. Le comité examinait régulièrement les résultats obtenus et donnait des conseils pour les activités futures.

Il arrive souvent que les organismes chargés des procédures d'évaluation ne possèdent pas les connaissances voulues pour traiter de questions scientifiques relatives à l'évaluation des incidences environnementales. C'est pour cela que l'idée d'un comité consultatif scientifique devrait intéresser les organismes en question . Un tel comité pourrait donner des conseils objectifs au sujet de différentes questions de pratique scientifique en matière d'évaluation des incidences et d'autres sujets, à l'appui du processus d'évaluation.

ON RECOMMANDE QUE LES ORGANISMES CHARGES D'APPLIQUER LES PROCEDURES D'EVALUATION DES INCIDENCES ENVIRONNEMENTALES AU CANADA ETABLISSENT CHACUN UN COMITE RESTREINT D'EXPERTS QUI FOURNIRAIT DES CONSEILS CONCERNANT LES QUESTIONS SCIENTIFIQUES RELATIVES A L'EVALUATION ENVIRONNEMENTALE.

a) Le comité devrait examiner les politiques et les procédures en vertu desquelles l'organisme fonctionne et devrait recommander les changements visant à favoriser une démarche plus scientifique pour les études d'incidences.

b) Le comité aiderait l'organisme à établir des priorités parmi les besoins en matière de recherches. Cette activité pourrait exiger que l'on obtienne les opinions de promoteurs, de consultants et de chercheurs scientifiques, que l'on examine les principaux programmes de recherche concernant les évaluations d'incidences et que l'on signale aux organismes de recherche les principales lacunes dans les connaissances.

c) Le comité devrait encourager la tenue régulière de réunions de coopération avec des représentants de l'organisme, des promoteurs, des consultants, des chercheurs scientifiques et des responsables des ressources. On examinerait alors la situation dans le domaine de l'évaluation des incidences environnementales, on tenterait de résoudre les problèmes en suspens et on recommanderait des changements aux procédures et aux exigences, afin d'améliorer sans cesse le processus.

d) Le comité devrait encourager l'organisme et les autres organisations intéressées à collaborer pour l'organisation et la réalisation d'activités de formation dans le domaine des études d'incidences, y compris la tenue d'ateliers techniques et de cours de brève durée.

e) Le comité devrait conseiller l'organisme au sujet des mesures à prendre pour l'élaboration d'études approfondies de différents problèmes dans le domaine des évaluations des incidences, y compris les aspects socio-économiques, les effets cumulatifs de plusieurs projets dans une région, l'évaluation des incidences environnementales régionales, l'analyse des risques, la prévision et l'atténuation des incidences et d'autres questions. De tels travaux de recherche devraient bénéficier d'un appui et d'une participation étendus.

f) Le comité devrait conseiller l'organisme au sujet des mesures à prendre pour favoriser le transfert et la diffusion des connaissances. Parmi les réalisations particulièrement utiles aux scientifiques, dans le domaine de l'évaluation des incidences, il faut mentionner un système central d'emmagasinage et de récupération de rapports d'évaluations et de documents rédigés en vertu des procédures, une bibliographie annotée et à jour des ouvrages de recherches appropriés au sujet, et des études de cas portant sur des évaluations d'incidences et qui pourraient servir de modèles pour aborder certains aspects scientifiques des évaluations environnementales.

Recommandation 3 — La surveillance dans le processus d'évaluation

Malgré l'importance grandement reconnue de la surveillance en matière d'évaluation des incidences environnementales, il est habituel que les processus d'évaluation, tels que mis en pratique au Canada, prennent fin officiellement après l'examen des énoncés d'incidences et la prise de décisions concernant le projet. Dans les «Exigences pour la planification et la réalisation d'études des incidences écologiques» il en est une qui concerne précisément la surveillance des effets d'un projet. Bien sûr, l'application de cette exigence, et des autres, dépend de son accueil par les responsables de l'évaluation, mais il faut également qu'elle soit accompagnée de modifications fondamentales des méthodes d'évaluation. Dans la recommandation suivante, on reconnaît qu'il faut porter une attention particulière aux méthodes afin de faire passer la surveillance de la théorie à la pratique.

ON RECOMMANDE AUX ORGANISMES RESPONSABLES DES ÉVALUATIONS ENVIRONNEMENTALES DE PRENDRE LES MESURES NÉCESSAIRES POUR QUE LA SURVEILLANCE SOIT RECONNUE OFFICIELLEMENT COMME PARTIE INTÉGRANTE DU PROCESSUS.

a) Dans les directives ou les mandats, il faut insister sur le fait que la surveillance des effets constitue un élément indissociable du processus d'élaboration des études d'incidences.

b) Les énoncés des incidences environnementales doivent comporter autant de justification et de détails techniques pour les études de surveillance que pour les études pré-projets.

c) Pour chaque évaluation des incidences environnementales, les organismes compétents doivent énoncer clairement les responsabilités des organismes gouvernementaux et des promoteurs concernant la réalisation et le contrôle des programmes de surveillance.

Recommandation 4 — Participation des spécialistes aux évaluations environnementales

On a toujours remarqué au sein du milieu scientifique au Canada, une conviction générale selon laquelle les études faites pour l'évaluation d'incidences environnementales n'ont de scientifique que le nom et devraient être évitées. Or, la base scientifique des évaluations des incidences s'améliore et l'adoption des «Exigences concernant la planification et la réalisation des études des incidences écologiques» amènerait sans aucun doute une amélioration encore plus sensible de la valeur scientifique des études. A mesure que se perfectionnera la pratique de l'évaluation des incidences environnementales, il importera d'inciter par tous les moyens les chercheurs scientifiques et les spécialistes des ressources naturelles à prendre part à cette activité.

ON RECOMMANDE AUX ORGANISMES ET AUX INSTITUTIONS QUI EMPLOIENT DES CHERCHEURS SCIENTIFIQUES ET DES EXPERTS EN RESSOURCES NATURELLES D'ENCOURAGER ACTIVEMENT LEUR PARTICIPATION AUX ÉVALUATIONS D'INCIDENCES ENVIRONNEMENTALES.

a) Il faudrait que les dirigeants de ces organismes et institutions insistent sur l'importance de la recherche coopérative et des programmes d'étude et les présentent comme étant utiles aux évaluations d'incidences environnementales.

b) Dans le cadre des évaluations du rendement et des programmes d'avancement, il faudrait tenir compte des contributions des chercheurs scientifiques et des autres spécialistes à des évaluations d'incidences environnementales.

c) Il faudrait fournir aux employés plus d'occasions de se consacrer à des affectations extérieures à court terme, ou de prendre des congés, pour participer à des activités liées à une évaluation des incidences environnementales.

Annexes

ANNEXE A

PARTICIPANTS AUX ATELIERS

Atelier de Halifax

S. Conover	MacLaren Plansearch Limited (Darmouth)
R. Côté	Environnement Canada (Darmouth)
A. Ducharme	Pêches et Océans (Halifax)
D. Gordon	Pêches et Océans (Darmouth)
H. Hall	Environnement Canada (Darmouth)
H. Hirvonen	Environnement Canada (Darmouth)
D. Kelly	Environnement Canada (Darmouth)
L. MacLeod	Min. des Pêches de la Nouvelle-Ecosse (Halifax)
D. Nettleship	Environnement Canada (Darmouth)
J.G. Ogden III	Université Dalhousie (Halifax)
D. O'Neill	Environnement Canada (Bedford)
F. Payne	Min. des Terres et Forêts de la Nouvelle-Ecosse (Kentville)
C. Ross	Mobil Oil Limited (Halifax)
M. Westaway	British Petroleum (London)

Atelier de Vancouver

A. Conford	Pêches et Océans (Sidney)
K. Hall	Université de la Colombie-Britannique (Vancouver)
C.S. Holling[2]	Université de la Colombie-Britannique (Vancouver)
R. Jakimchuk	Renewable Resources Cons. Services (Sidney)
C. Johansen	Swan Wooster Eng. Co. Ltd. (Vancouver)
G. Kaiser	Environnement Canada (Delta)
R. MacDonald	Pêches et Océans (Sidney)
D. Marshall	Bureau fédéral d'examen des évaluations environnementales (Vancouver)
A. Milne	Dome Petroleum (Calgary)
E. Owens	Woodward-Clyde Consultants (Victoria)
E. Peterson	Western Ecological Services (B.C.) Ltd. (Sidney)
W. Rees	Université de la Colombie-Britannique (Vancouver)
W. Speller	Petro-Canada (Calgary)
A. Tamburi	Western Canada Hydraulic Labs. Ltd. (Port Coquitlam)
M. Waldichuk	Pêches et Océans (Vancouver)
J. Wiebe	Environnement Canada (Vancouver)

Atelier d'Edmonton

T. Barry	Environnement Canada (Edmonton)
N. Brandson	Min. de l'Environnement du Manitoba (Winnipeg)
W. Fuller	Université de l'Alberta (Edmonton)
S. Hirst	B.C. Hydro (Vancouver)
R. Hofer	Environnement Canada (Régina)
R. Livingston	Min. des Ressources renouvelables des T.N.-O. (Yellowknife)
E. MacDonald	B.C. Hydro (Vancouver)
R. Morrison	Min. des Affaires indiennes et du Nord (Ottawa)
G. Rempel	Esso Resources Canada Ltd. (Calgary)
R. Stone	Min. de l'Environnement de l'Alberta (Edmonton)
C. Surrendi	Hardy Associates (1978) Ltd. (Edmonton)
J. Truett	LGL Limited, Grand Junction (Colorado)
J. Verschuren	Université de l'Alberta (Edmonton)
G. Walder	Aquatic Environments Ltd. (Calgary)
S. Zoltai	Environnement Canada (Edmonton)

Atelier de Toronto

J. Carreiro	Environnement Canada (Ottawa)
D. Heath	Hydro-Ontario (Toronto)
D. Hoffman	Université de Waterloo (Waterloo)
G. Hughes	Min. de l'Environnement de l'Ontario (Toronto)
S. Llewellyn	Environnement Canada (Toronto)
P. Peach	Université Brock (St. Catharines)
F. Pollett	Environnement Canada (St-Jean)
R. Ruggles	Hydro-Ontario (Toronto)
B. Savan	Min. de l'Environnement de l'Ontario (Toronto)
K. Schiefer	Beak Consultants Limited (Mississauga)
J. Sparling	Environmental Application Group Ltd. (Toronto)
D. Thomson	LGL Limited (Toronto)
B. Thorpe	Min. de l'Environnement de l'Ontario (Toronto)
D. Young	Min. de l'Environnement de l'Ontario (Toronto)

Atelier de Brandon

L. Barnthouse[2]	Oak Ridge National Laboratory (Tennessee)
P. Boothroyd	Environnement Canada (Winnipeg)
N. Brandson	Min. de l'Environnement du Manitoba (Winnipeg)
D. Brown	Min. de l'Environnement du Manitoba (Winnipeg)
L.K. Caldwell	Indiana University (Bloomigton)
R. Clarke	Pêches et Océans (Winnipeg)
A. Derksen	Min. des Richesses naturelles du Manitoba (Winnipeg)
P. Duffy	Bureau fédéral d'examen des évaluations environnementales (Hull)
W. Fraser	Hudson Bay Mining and Smelting Co. Ltd. (Flin Flon)
H. Gavin	Environnement Canada (Winnipeg)
G. Mills	Min. de l'Agriculture du Manitoba (Winnipeg)
R. Riewe	Université du Manitoba (Winnipeg)
R. Rounds	Université de Brandon (Brandon)
K. Simmons	Université du Manitoba (Winnipeg)
M. Staley	E.S.S.A. Ltd. (Vancouver)
G. Teleki	Min. des Affaires municipales et du Logement de l'Ontario (Toronto)
R. Thomasson	Min. des Richesses naturelles du Manitoba (Winnipeg)
D. Wotton	Min. de l'Environnement du Manitoba (Winnipeg)

Atelier de Saskatoon

A.G. Appleby	Min. du Nord de la Saskatchewan (Prince Albert)
F.M. Atton	Min. du Tourisme et des ressources renouvelables de la Saskatchewan (Saskatoon)
D. Botting	Conseil exécutif — Gouvernement de la Saskatchewan (Régina)
W. Clifton	Clifton Associates Ltd. (Saskatoon)
W.E. Cooper	Michigan State Univ. (East Lansing)
A. Dzubin	Environnement Canada (Saskatoon)
E. Jonescu	Université de Régina (Régina)
D. Lush	Beak Consultants Limited (Mississauga)
G. Mutch	Min. de l'Environnement de la Saskatchewan (Régina)
R. Neumeyer	Environnement Canada (Régina)
G.W. Pepper	Min. du Tourisme et des Ressources renouvelables de la Saskatchewan (Saskatoon)
K. Reid	Potash Corp. of Saskatchewan (Saskatoon)
P. Tones	Conseil de recherches de la Saskatchewan (Saskatoon)
R.E. Walker	Min. de l'Environnement de la Saskatchewan (Régina)
B. Zytaruk	Saskmont Engineering (Saskatoon)

Atelier de St. Andrews

B. Ayer	Min. de l'Environnement du Nouveau-Brunswick (Frédéricton)
G.L. Baskerville	Min. des Richesses naturelles du Nouveau-Brunswick (Frédéricton)
A. Boer	Min. des Richesses naturelles du Nouveau-Brunswick (Frédéricton)
F. Cardy	Min. de l'Environnement du Nouveau-Brunswick (Frédéricton)
J. Carter	Martec Limited (Halifax)
E.B. Cowell	British Petroleum (Londres)
J. Henderson	Conseil sur l'environnement du Nouveau-Brunswick (Frédéricton)
D. Keppie	Université du Nouveau-Brunswick (Frédéricton)
K. Langmaid	St. Andrews
A. MacKay	Marine Research Associates (St. Andrews)
P. Monti	Min. de l'Environnement du Nouveau-Brunswick (Frédéricton)
D. Scarratt	Pêches et Océans (St. Andrews)
J. Seibert	Pêches et Océans (Halifax)

Atelier de Montréal

J.-L. Bélair	Environnement Canada (Ste-Foy)
F.-R. Boudreault	Min. de l'Environnement (Ste-Foy)
A. Dumouchel	Eco-recherches Inc. (Pointe-Claire)
P. Jacobs[1]	Université de Montréal (Montréal)
B. Lafargue	Université de Montréal (Montréal)
M. Lagacé	Ministère des Loisirs, de la Chasse et de la Pêche (Orsainville)
D. Lehoux	Environnement Canada (Ste-Foy)
A. Marsan	A. Marsan et Associés, Inc. (Montréal)
A. Penn	Grand Conseil des Cris (Montréal)
D. Rosenberg	Pêches et Océans (Winnipeg)
J.-L. Sasseville	Université du Québec (Ste-Foy)

Atelier de St-Jean

D. Barnes	Min. de l'Environnement de Terre-Neuve (St-Jean)
G.F. Bennett	Université Memorial de Terre-Neuve (St-Jean)
E. Birchard	Imperial Oil Limited (Toronto)
I. Borthwick	Woodward-Clyde Consultants (St-Jean)
R. Buchanan	LGL Limited (St-Jean)
B.W. Bursey	Hydro Terre-Neuve et Labrador (St-Jean)
L. Davidson	Newfoundland Seaconsult Ltd. (St-Jean)
J.A. Hancock	Min. de la Culture, des Loisirs et de la Jeunesse de Terre-Neuve (St-Jean)
G. Hunter	Hunter and Associates (Mississauga)
B. Johnson	Environnement Canada, (Sackville, N.-B.)
C. Noll	Nfld. Petroleum Directorate (St-Jean)
T. Northcott	Northland Associates Limited (St-Jean)
J. Osborne	Environnement Canada (St-Jean)
G. Payne	Pêches et Océans (St-Jean)
L. Rowe	Mobil Oil Limited (St-Jean)
R.J. Wiseman	Pêches et Océans (St-Jean)

Atelier du Mont Sainte-Marie

R. Baker	Environnement Canada (Hull)
H. Boyd	Environnement Canada (Hull)
J. Donihee	Min. des Ressources renouvelables des T.N.-O. (Yellowknife)
P. Duffy (1)	Bureau fédéral d'examen des évaluations environnementales (Hull)
J. England	Université de l'Alberta (Edmonton)
D. Gamble	Comité des ressources arctiques canadiennes (Ottawa)
G. Glazier	Petro-Canada (Calgary)
A. Heginbottom	Min. de l'Energie, des Mines et des Ressources (Ottawa)
M. Kingsley	Environnement Canada (Edmonton)
A. Knox	Envirocon Limited (Vancouver)
P. Leblanc	Nova Scotia Power Corp. (Halifax)
P. McCart	Aquatic Environments Ltd. (Calgary)
F. McFarland	Min. des Affaires indiennes et du Nord (Ottawa)
B. Moore	Environnement Canada (Edmonton)
W. Nielson	Gulf Canada Resources Inc. (Calgary)
J. Percy	éches et Océans (Sainte-Anne de Bellevue)
D. Schell (2)	University of Alaska (Fairbanks)
B. Smiley	Pêches et Océans (Sidney)

(1) Coordinateur de l'atelier
(2) Expert de l'étranger

ANNEXE B

PARTICIPATION AUX ATELIERS PAR ORGANISATION

Atelier	Fédéral	Provincial	Université	Experts-conseils	Industrie	Divers	Total
Halifax	8	2	1	1	2	0	14
Vancouver	6	0	3	5	2	0	16
Edmonton	5	2	2	3	3	0	15
Toronto	3	4	2	3	2	0	14
Brandon	5	7	4	1	1	0	18
Saskatoon	2	6	2	4	1	0	15
St. Andrews	2	5	1	4	1	0	13
Montréal	3	2	3	2	0	1	11
St-Jean	4	3	1	5	3	0	16
Mont Sainte-Marie	9	1	2	2	3	1	18
TOTAL	47	32	21	30	18	2	150
POURCENTAGE	31.3	21.3	14.0	20.0	12.0	1.4	100

ANNEXE C

RÉSULTATS DE DEUX ÉTUDES DE CAS

HISTORIQUE ET MÉTHODES

L'un des premiers objectifs de la présente étude était de déterminer dans quelle mesure les possibilités d'amélioration du contenu écologique de l'évaluation environnementale pouvaient être appliquées compte tenu des impératifs temporels actuels. Ainsi, nous espérions que les résultats de cette étude ne soient, autant que possible, pas confinés aux domaines académique et théorique. Deux évaluations des incidences sur l'environnement, récemment effectuées au Canada, ont été utilisées pour déterminer les contraintes et les possibilités d'application des modèles et des méthodes écologiques et scientifiques.

Ces évaluations sont très différentes par bien des aspects, ce qui rend les similitudes d'autant plus frappantes. L'une des évaluations traite des incidences d'événements à probabilité extrêmement faible, l'autre des incidences d'événements à probabilité très forte. L'une des études portait principalement sur un système marin, l'autre sur des systèmes terrestres et aquatiques. L'une fut effectuée selon la politique d'évaluation fédérale, l'autre selon un processus provincial réglementaire d'évaluation.

Les deux études ont été effectuées au début de l'année 1982 et étaient basées sur deux sources d'information. Tout d'abord, il y eut des entrevues avec des promoteurs, des experts-conseils et des chercheurs du gouvernement qui ont participé activement à l'une ou l'autre des deux évaluations (Tableau C-1). Des informations de base ainsi que la liste des questions ont été envoyées à chaque personne avant l'entrevue. Ces questions ne constituaient pas véritablement un questionnaire, mais étaient conçues pour refléter les domaines importants de notre recherche et pour prévenir les personnes interviewées de la gamme de sujets pris en considération.

La seconde source d'information comprenait la documentation écrite pour chaque évaluation des incidences.

Tableau C-1

Personnes interviewées dans le cadre des études de cas

Evaluation pour le projet du détroit de Davis Sud

Evan Birchard	Imperial Oil Ltd. (Toronto)
Shirley Conover	MacLaren Plansearch Limited (Darmouth)
George Greene	Environmental Sciences Ltd. (Calgary) (autrefois: Imperial Oil Ltd., Calgary)
Robert Webb	R. Webb Environmental Services Ltd. (Calgary)

Evaluation pour le projet hydro-électrique de la rivière Upper Salmon

David Barnes	Min. de l'Environnement de Terre-Neuve (St-Jean)
Bruce Bursey	Min. du Développement de Terre-Neuve (St-Jean) (autrefois: Nfld. and Labrador Hydro)
Edward Hill	Nfld. and Labrador Hydro (St-Jean) (autrefois: Northland Association Ltd., St-Jean)
David Kiell	Nfld. and Labrador Hydro (St-Jean)
Shane Mahoney	Nfld. Wildlife Division (St-Jean)
Gregory Pope	Beak Consultants Ltd. (St-Jean)
Norman Williams	Min. de l'Environnement de Terre-Neuve (St-Jean)

Dans chacun des cas, la documentation était composée d'un énoncé des incidences environnementales, d'un addenda à chaque énoncé, et de nombreux rapports traitant des résultats des études individuelles.

PROSPECTION PÉTROLIÈRE

Historique

Le projet étudié dans le cadre de cette évaluation des incidences environnementales comprenait un programme de deux à trois ans de forage et de prospection pour des hydrocarbures dans le détroit de Davis, situé dans le nord-est du Canada. Une proposition a été soumise et une évaluation entreprise conjointement par les trois promoteurs du projet: Imperial Oil Limited, Aquitaine Company of Canada Limited et Canada-Cities Service Limited. Cette évaluation des incidences environnementales a été exigée par le ministère fédéral des Affaires indiennes et du Nord (MAIN) et a été effectuée selon les conditions du processus fédéral d'évaluation et d'examen en matière d'environnement. Le MAIN précisa qu'il fallait utiliser une approche régionale; autrement dit, plutôt que de s'intéresser à un emplacement de prospection donné, l'évaluation devait traiter de la région du détroit de Davis s'étendant du nord du Labrador jusqu'au cap Dyer à l'île Baffin.

Les compagnies voulaient utiliser des navires de forage à positionnement dynamique pendant la saison d'eau libre pour effectuer leur programme de prospection. Elles ont soumis leur projet au MAIN au cours de l'été de 1976, avec l'intention d'avoir la permission de forer pour l'été de 1979. Les promoteurs ont entrepris des études des lieux en 1976 et 1977 et ont soumis l'énoncé des incidences environnementales (EIE) (Imperial Oil Ltd. et al, 1978) en janvier 1978. Des réunions publiques ont eu lieu en septembre 1978; à ce moment, les promoteurs ont publié des informations supplémentaires provenant d'études effectuées pendant la saison de prospection de 1978. La Commission d'évaluation environnementale, formée par le Bureau fédéral d'examen des évaluations environnementales pour mener l'examen public de l'évaluation, a présenté son rapport au ministre de l'Environnement en novembre 1978. Les promoteurs ont ensuite publié un supplément à l'EIE au début de l'année suivante (Imperial Oil Ltd. et al, 1979). Le forage a été approuvé et a débuté, tel que prévu, au cours de l'été 1979.

L'EIE met l'accent sur les répercussions possibles d'une éruption incontrôlée d'un puits de pétrole. D'autres conséquences pouvant résulter des opérations et de l'entretien de routine des installations de forage, semblaient avoir peu d'importance comparées au danger possible d'un déversement de pétrole pour le biote et les utilisateurs des ressources de la région. L'EIE demande l'approbation du projet en se basant sur la très faible probabilité de l'éruption d'un puits, opinion que semblait reprendre à son compte la Commission d'évaluation qui recommandait de permettre ce projet moyennant certaines conditions. C'est à cause de cet aspect particulier que l'évaluation des incidences ne pouvait identifier et évaluer que des répercussions éventuelles qui, pour la plus grande partie, ne se produiraient qu'en cas d'éruption d'un puits.

Objectifs

Les objectifs de cette évaluation des incidences, tels qu'ils sont énoncés dans les directives officielles (BFEEE, 1978) et dans l'EIE (Imperial Oil Ltd. et al, 1978), sont quelque peu en conflit. Selon le gouvernement, l'objectif devrait être «de déterminer les régions où, sur le plan environnemental, i) le forage peut être effectué, et dans quelles conditions, ii) le forage ne peut être effectué, et iii) il n'existe pas suffisamment de données pour pouvoir prendre une décision» (BFEEE, 1978). D'autre part, les promoteurs ont déclaré avoir «entrepris des études environnementales dans le but de déterminer les incidences possibles des activités de forage sur cette région en mer et sur la région adjacente de l'île Baffin» (Imperial Oil Ltd. et al, 1978). Deux raisons principales expliquent pourquoi les promoteurs n'auraient pu adopter les objectifs officiels. Tout d'abord, chacune des trois compagnies demande l'approbation d'entreprendre la prospection pétrolière dans des superficies données qui font partie de la région d'étude. S'il s'agissait d'un énoncé régional conjoint, il serait inacceptable que l'EIE conclut en disant que le forage devrait être permis dans la concession d'un promoteur et interdit dans la concession d'un autre. Deuxièmement, les promoteurs veulent de toute évidence obtenir l'approbation de leur projet et sont donc peu disposés à indiquer les endroits où le manque d'informations pourrait retarder le processus d'approbation.

Il est évident que ni les objectifs du promoteur ni ceux des directives, tels qu'énoncées, ne fournissaient une ligne de conduite suffisante pour l'évaluation au niveau opérationnel. Ces objectifs très vastes doivent être traduits en recommandations plus détaillées qui puissent servir aux praticiens pour établir des plans détaillés d'études, et aux examinateurs pour déterminer le succès de l'évaluation.

Les personnes interviewées ont indiqué qu'aucun objectif précis n'avait été atteint au début de l'évaluation. Elles laissaient entendre que dans le cas d'une si vaste évaluation régionale des incidences dans une région reculée, il n'est possible de viser que des objectifs généraux. Il semble en effet que les promoteurs avaient un objectif non-écrit bien précis: obtenir l'approbation régionale pour pouvoir débuter le forage d'exploitation dès 1979. Cet objectif a été atteint!

Directives

Le MAIN a soumis aux promoteurs une série de directives en juillet 1976 (BFEEE, 1978). Les directives officielles sont datées de janvier 1978, qui est également la date de l'EIE. Il a néanmoins été établi par les entrevues, que les promoteurs et les consultants n'opéraient pas sans directive aucune; ils avaient accès à un projet de directives officielles peu de temps avant que l'EIE ne soit publié.

Un examen attentif des directives (présentées en annexe dans BFEEE, 1978) montre que celles-ci ont les mêmes défauts que la plupart des autres évaluations d'impact canadiennes analysées. C'est-à-dire, i) ces directives tentent de tout englober, ii) elles prescrivent une approche

sectorielle descriptive et iii) elles ne tiennent pas compte des implications des opérations résultant d'un grand nombre des opérations nécessaires.

Prenons, par exemple, cette demande qui exige de déterminer et de décrire toutes les conséquences que pourrait avoir un projet pour l'environnement. Tant les ouvrages à ce sujet (par exemple, Truett, 1978; Larminie, 1980) que nos ateliers de travail montrent qu'il s'agit là d'un objectif peu réaliste. Autre exemple: les directives recommandent une étude de la capacité des systèmes biologiques d'assimiler les polluants éventuellement émis par les opérations du projet. Alors qu'une bonne connaissance de la capacité d'assimilation nous permettrait sans aucun doute de mieux prédire les effets d'un déversement de pétrole en mer, l'acquisition de telles connaissances, compte tenu de l'état actuel de notre savoir, dépasse les limites de l'évaluation demandée.

Les personnes interviewées avaient généralement une opinion neutre concernant les directives. L'une d'elles a tôt fait remarquer que l'évaluation des incidences comprenait des informations qui n'étaient pas demandées dans les directives. Ces directives ne semblaient utiles que pour vérifier si certains aspects avaient été négligés et comme un guide pour rédiger l'EIE!

Délimitation de l'étude et planification

La nature et l'importance de la détermination des limites d'une étude ont été décrites précédemment dans ce rapport. Si l'on en juge par la documentation concernant cette évaluation des incidences, aucun essai formel n'a été fait pour tenter de cerner les vrais problèmes. Les entrevues ont cependant révélé qu'un essai informel a été fait pour identifier les problèmes les plus importants par l'utilisation d'un tableau synoptique d'interaction. En termes simples, il s'agit d'un tableau synoptique où les activités des projets et les événements sont inscrits le long d'un axe et les composantes spécifiques environnementales, le long d'un autre. Si une interaction est prévue entre une activité ou un événement d'un projet particulier et une composante spécifique environnementale (par exemple, une espèce), alors la case appropriée du tableau est cochée. Lorsque le tableau est complété, il devient apparent que certaines activités du projet et certaines composantes environnementales entrent gravement en conflit. Le résultat le plus évident de cet exercice a été l'identification de l'éruption d'un puits de pétrole comme étant le seul événement et le plus important dans la perspective de l'évaluation des incidences. En examinant le programme globalement, c'est-à-dire en y incluant les résultats du programme de travail sur les lieux de 1978, nous constatons qu'un effort concerté a été fait pour utiliser les résultats des premières études afin de mieux orienter les études subséquentes.

Les promoteurs et les consultants ont indiqué que des études d'évaluation des incidences dans le cas de projets dans des régions reculées tel que l'Arctique canadien, doivent commencer dès la phase des opérations de reconnaissance; les connaissances que l'on possède ne sont pas assez étendues pour permettre de bien délimiter les questions à étudier. Selon l'une des personnes interviewées, les études initiales doivent refléter la nécessité de connaître: «ce qui se passe, où et quand». Alors que nous prétendions que des questions écologiques spécifiques devraient être posées aussitôt que possible pour permettre aux études sur les lieux de s'orienter dans la bonne direction, les personnes interviewées considéraient pour leur part qu'il n'aurait pas été raisonnable de poser de telles questions au début, sans une base solide formée d'études biologiques. A mesure que progressaient ces enquêtes, les promoteurs et les consultants, avec les conseils de spécialistes des universités et du gouvernement, étaient capables de formuler des problèmes écologiques spécifiques et d'élaborer des études pour y faire face.

D'autre part une des personnes a admis que si, au moment où cette évaluation était planifiée, la pratique de l'évaluation d'impact en général en était arrivée au point où tous s'attendent à ce que seules des questions précises importantes soient soulevées et étudiées, les promoteurs et les consultants auraient sans doute pu répondre à cette attente. On reconnaît ainsi que les premières études n'étaient pas toutes fondées sur un «besoin de savoir».

Portée des incidences

L'importance de l'établissement d'un cadre bien défini pour pouvoir déterminer la portée des incidences environnementales a été examinée plus avant dans ce rapport. L'évaluation environnementale qui nous intéresse illustre bien cette importance. Même si le cadre n'a été élaboré et appliqué qu'après les travaux de prospection de 1976 et de 1977, il indique clairement les incidences majeures, moyennes, mineures et négligeables (Tableau C-2). Ces termes ont servi à qualifier toutes les incidences prévues dans l'évaluation. Contrairement au cadre que nous avons proposé précédemment pour déterminer l'importance des incidences, ces critères ne comprennent aucun élément de description statistique. Ils reflètent cependant un certain souci de l'importance écologique et, dans une moindre mesure, de l'importance sociale.

Même si ce cadre permet à toutes les intéressés de comprendre de la même façon les critères de détermination de l'importance des incidences prévues, il ne permet pas d'établir de lien entre la portée des incidences et la prise de décision dans le cadre du projet. Le groupe d'étude avait cependant déclaré son intention de demeurer objectif pendant toute l'analyse et d'interpréter les répercussions possibles dans la limite des principes écologiques. Ce même groupe était d'avis que l'évaluation des risques environnementaux dans le cadre de la prise de décision pour le projet devrait être entreprise par les agences gouvernementales appropriées.

Limites

L'établissement de limites spatiales et temporelles a été un aspect des évaluations environnementales souvent oublié au Canada. Alors que les ateliers de travail ont engendré de nombreuses discussions à ce sujet, notre examen des énoncés des incidences a montré que les raisons de l'établissement des limites était peu justifiées. Ces études de cas ont contribué à montrer qu'on accorde beaucoup plus d'attention à ces limites au cours des évaluations que ne le laisserait généralement supposer la documentation à ce sujet. Comme cela se fait généralement, la détermination des limites spatiales de cette évaluation des incidences a d'abord été effectuée à partir des exigences des directives gouvernementales et de l'échelle spatiale du projet. Le MAIN demanda que l'évaluation ne porte pas simplement sur l'emplacement proposé, mais couvre toute la région. Puisque le détroit de Davis est orienté approximativement nord-sud, les rives ouest et est (l'île Baffin et le Groenland, respectivement) sont des limites naturelles évidentes. Les limites nord et sud ont d'abord été déterminées en fonction des concessions de prospection des promoteurs.

Au cours de l'évaluation, les limites ont été étendues selon le déplacement prévu d'une nappe de pétrole éventuelle vers le sud, et peut-être vers le sud-ouest et l'ouest. Les limites englobaient alors les régions contenant des ressources importantes et un biote actif du détroit d'Hudson, de la baie d'Ungava et de la côte de l'Atlantique et du Labrador. La modélisation des déplacements de nappes de pétrole, et l'influence des inquiétudes réelles ou perçues pour le biote important, ont été les facteurs déterminants de l'agrandissement des limites au-delà de celles prévues pour le projet.

Les facteurs écologiques étaient plus évidents dans les limites temporelles de prévision adoptées dans l'évaluation. La classification des incidences était en partie basée sur la période nécessaire pour qu'une population retrouve les conditions d'avant le projet. Tel qu'établi, une incidence majeure touche une espèce sur une période de plusieurs générations, une incidence moyenne sur une ou quelques générations et une incidence minimum sur moins d'une génération. Les limites temporelles varient évidemment pour chaque espèce, puisque la période d'une génération peut aller de quelques années à de nombreuses décennies pour les espèces des niveaux trophiques supérieurs. L'EIE admet généralement que les périodes de récupération de la population ou de la communauté ne sont pas bien connues; il aurait donc été impossible de spécifier le nombre d'années avant que la récupération ne soit complète. Il semblait suffisant de grouper les incidences en catégories d'importance selon une évaluation générale du temps futur plutôt que selon des limites de temps précisées. Alors que l'établissement des limites temporelles était utile en pratique pendant la phase de prévision de l'évaluation, ce cadre ne fut établi qu'après les travaux de prospection de 1976 et 1977 et, n'offrit donc aucune ligne de conduite pour l'élaboration des études scientifiques pré-EIE.

Tableau C-2

Critères utilisés pour évaluer les incidences dans le cadre de l'évaluation des incidences environnementales du forage de prospection pour des hydrocarbures dans la région du détroit de Davis

(tiré de Imperial Oil Limited et al, 1978)

INCIDENCE MAJEURE —	*Une incidence majeure* affecte une population entière ou une espèce de façon à entrainer un déclin de l'abondance et/ou un changement de la distribution tels que le recrutement naturel (reproduction, immigration à partir des régions non touchées) ne permettrait pas le retour de cette population ou de cette espèce, ni celui de toute population ou espèce dépendantes, à son état précédent en moins de plusieurs générations. Une incidence majeure peut également affecter l'utilisation d'une ressource de subsistance ou commerciale à un point tel que le bien-être de l'utilisateur en soit perturbé pendant une longue période de temps.
INCIDENCE MOYENNE —	*Une incidence moyenne* affecte une partie d'une population et peut entrainer une variation de l'abondance et/ou de la distribution pendant une ou plusieurs générations, mais ne met pas en danger l'intégrité de cette population ou de toute population dépendante. Un effet à court terme sur le bien-être des utilisateurs des ressources peut également être considéré comme une incidence moyenne.
INCIDENCE MINEURE —	*Une incidence mineure* affecte un groupe précis d'individus d'une population localisée pour une courte période de temps (une génération ou moins) mais ne touche aucun autre niveau trophique ni l'intégrité de la population.

Modélisation

A part le tableau synoptique d'interaction décrit précédemment, et un modèle préliminaire d'une chaîne alimentaire qualitative, aucune tentative ne semble avoir été faite pour construire un modèle conceptuel de l'environnement naturel du détroit de Davis. Selon les personnes interviewées, la connaissance limitée de cet environnement empêchait la construction d'un modèle écologique conceptuel et il était en tous cas possible de bien évaluer les incidences sur cet environnement sans utiliser une modélisation formelle.

Le modèle qualitatif d'une chaîne alimentaire, construit alors que le processus d'évaluation était déjà bien engagé, était basé sur l'information contenue dans la documentation et sur des analyses du contenu d'intestins. La construction de ce modèle, même très rudimentaire, a été considérée comme une aide précieuse lors de la phase de prévision des incidences.

Comme nous l'avons remarqué plus tôt, la modélisation informatisée des déplacements de nappes de pétrole est couramment utilisée pour les études d'incidences des opérations de la prospection pour des hydrocarbures en mer. Dans cette étude, quelque 1000 simulations ont été effectuées pour des nappes éventuelles à partir de six emplacements de déversements représentatifs. Cette modélisation de trajectoires s'est avérée un prérequis nécessaire à la prévision des incidences sur un biote, causées par l'éruption d'un puits de pétrole. Alors que le ministère fédéral des Pêches et de l'Environnement critiquait l'effort de modélisation parce qu'il avait été fait à partir de données insuffisantes au sujet des ventes, des marées et des courants, (Min. des Pêches et Environnement, 1978), les promoteurs rétorquaient qu'ils avaient adéquatement explorés les «pires scénarios» à l'aide de la modélisation de nappes de pétrole; les conclusions de la commission laissent entendre qu'il s'agissait là d'un exercice de modélisation satisfaisant.

Population, communauté, écosystème

Dans la partie II, nous avons traité en détail de la question de savoir à quel niveau de la hiérarchie écologique il fallait se concentrer en effectuant des études d'incidences et des prévisions. Comme nous l'avons mentionné précédemment, des études écologiques ont été élaborées dans le cadre de cette évaluation pour répondre principalement à cette question: «Que s'est-il passé, où et quand»?

Cette approche a été jugée nécessaire à cause du manque systématique de compréhension du biote et des ressources de la région. Cela s'est traduit par un intérêt pour l'abondance et la distribution des espèces, et l'élaboration de la description de l'environnement biotique, tel que requis par les directives.

L'approche qui met l'accent sur le niveau d'une population est raisonnable. La question: «Que s'est-il passé, où et quand» est certainement une question valable dans le cas de régions relativement inconnues. Il n'est cependant pas déraisonnable de présumer que certains inventaires n'étaient pas nécessaires puisqu'on aurait pu prévoir que les résultats serviraient peu à la prévision des incidences sur les principaux éléments du système. De plus, jusqu'à ce moment, et même jusqu'à maintenant, les organismes de réglementation s'attendaient à ce que les promoteurs adoptent cette approche par inventaire au niveau d'une population.

Certaines études étaient cependant axées dans une certaine mesure sur le niveau d'organisation correspondant à la communauté, notamment des études au sujet du plancton, des études au sujet du benthos et un modèle de la chaîne alimentaire basé sur des analyses du contenu des intestins. Les personnes interviewées ont déclaré que les résultats de ces études contribuaient dans une grande mesure à faciliter la prévision des incidences. Par exemple, les études de phytoplancton ont montré i) le degré élevé de variabilité spatiale de la prolifération printanière, et ii) l'importance de cette prolifération pour le maintien d'une forte productivité biotique le reste de l'année. L'étude de la chaîne alimentaire a également fourni des informations qualitatives sur des liens importants de la structure trophique marine.

Il semble généralement approprié d'avoir mis, au cours de cette évaluation environnementale, l'accent sur la population. Non seulement les problèmes environnementaux principaux étaient-ils liés à des espèces importantes, mais le mode d'impact le plus sérieux: le mazoutage, porterait à considérer tout d'abord la réaction des populations affectées.

Etudes des conditions de base

Nous avons défini le terme «études des conditions de base» comme étant une description adéquate sur le plan statistique de la variabilité temporelle et spatiale d'une variable donnée. Ces études de base n'ont généralement pas été établies de façon rigoureuse dans cette évaluation des incidences, bien que les promoteurs aient conçu les études dans le but de «fournir une description régionale et saisonnière de la distribution et de l'abondance des éléments importants du biote marin». (Imperial Oil Ltd. et al, 1978.)

Les résultats de ces études ont semblé suffisants pour permettre des prévisions semi-quantitatives des incidences.

Il n'est cependant pas évident que ces études puissent offrir des informations suffisantes pour l'établissement d'un programme de contrôle dans le cas de l'éruption d'un puits. Selon l'une des personnes interviewées, il ne faudrait pas imposer aux promoteurs la charge d'entreprendre des études des conditions de base détaillées au sujet des espèces et des ressources qui semblent menacées; cette responsabilité devrait être, dans une grande mesure, partagée par les organismes gouvernementaux dont le mandat est de gérer ces espèces et ces ressources.

Alors que l'établissement d'études de base quantitatives pour cette évaluation aurait été coûteux, un manque de temps peut difficilement être justifié dans ce cas comme étant une contrainte opérationnelle. Depuis le début de l'évaluation, il y a eu quatre saisons de travaux de prospection, la dernière comprenant en même temps la première saison de forage. De plus, deux saisons de travaux de prospection se sont écoulées depuis la première année de forage. Au total donc, des informations de base amassées pendant six ans auraient déjà pu être disponibles. Cela représente une quantité considérable de données et permet une détermination relativement précise des variables importantes avant une éruption de puits toujours possible. En conclusion, il semble qu'un manque de motivation et d'exigences s'est traduit par l'absence d'études de base quantitatives à long terme.

Hypothèses et expériences

Au cours de cette évaluation environnementale, on n'a pas essayé de vérifier les hypothèses de façon rigoureuse à l'aide d'expériences. Cependant, selon l'une des personnes interviewées, un travail considérable implicite et informel de vérification d'hypothèses aurait été effectué. Par exemple, les résultats des premières études ont fait réaliser aux chercheurs que le bord de la glace était un habitat très important pour une variété d'espèces marines à divers niveaux trophiques. Des études ont ensuite été entreprises pour confirmer ces résultats et pour clarifier les liens.

Quelques expériences ont été effectuées en laboratoire pour vérifier cette évaluation, notamment, des essais sur la toxicité pour examiner les effets du pétrole sur les taux d'utilisation des glutamates par les bactéries. Des expériences physiques en laboratoire comprenaient des études sur la dynamique du pétrole dans une banquise en mouvement.

En général, l'utilisation massive d'expériences pour vérifier des hypothèses a été considérée comme étant i) impossible à cause du manque de connaissances de base de l'écosystème du détroit de Davis, et ii) inutile pour prédire de façon précise les effets de l'éruption d'un puits de pétrole sur les ressources biotiques de la région.

Principes écologiques à la base des prévisions

Nous avons souligné l'importance de fonder les prévisions des incidences biotiques sur des concepts chronologiques reconnus. De tels concepts écologiques peuvent être trouvés à tous les niveaux de la hiérarchie écologique. Comme nous l'avons mentionné précédemment, cette évaluation a principalement considéré la viabilité à long terme des populations de certaines espèces. Il faudrait donc connaître la réaction d'une espèce au contact du pétrole pour déterminer les incidences directes, et avoir une idée de la dépendance trophique d'une espèce pour déterminer les incidences de second ordre. Cette approche a permis d'éviter l'adoption et l'utilisation de principes trop vagues pour l'établissement de prévisions au niveau de la communauté ou de l'écosystème. Certains de ces principes, notamment le cycle d'énergie et celui des aliments nutritifs, ont été étudiés afin de comprendre de façon élémentaire la dynamique de l'écosystème du détoit de Davis, mais n'ont pas été approfondis au point d'être utilisable pour la prévision des modifications d'une population déterminée.

Prévision

Les prévisions des incidences étaient basées notamment sur i) les résultats de deux saisons d'étude sur les lieux dans la région du sud du Détroit de Davis, ii) une connaissance des effets du pétrole sur diverses espèces, acquise dans la documentation consultée, iii) la modélisation des déplacements de nappes de pétrole et iv) le jugement professionnel. La technique utilisée a consisté à superposer des diagrammes de simulation des déplacements de nappes de pétrole à des cartes montrant la distribution du biote selon les saisons.

Les incidences prévues n'étaient quantitatives qu'en ce qu'elles étaient divisées en groupes selon leur importance, leur étendue et la durée de l'effet. La probabilité des incidences n'a été étudiée que dans le cas de la faible probabilité d'une éruption d'un puits de pétrole, c'est-à-dire que les incidences ont été prévues en supposant que la pire éruption se produise. Comme, selon les promoteurs, la probabilité d'une telle éruption est très faible, ils en concluaient dans leur évaluation qu'aucune incidence néfaste d'importance ne résulterait du projet proposé.

Les prévisions semblent avoir une forme semi-quantitative. Par exemple, comme l'indiquent les critères de classification des incidences, un impact majeur sur les ours polaires qui occupent l'habitat de la glace à la fin de l'hiver entrainerait une diminution de la population régionale entière ou une modification de sa distribution à un point tel que le statut premier de la population ne se rétablirait qu'après quelques générations. Ces formes semi-quantitatives permettent, plus que des déclarations qualitatives et vagues, de vérifier l'exactitude des prévisions une fois l'effet produit. Cela ne veut cependant pas dire que les prévisions sont tout à fait vérifiables, puisque la possibilité de vérification dépend d'autres facteurs, notamment de l'existence de données de contrôle suffisantes sur les conditions d'avant l'impact, de la capacité technique de mesurer les variations de grandeur prévues ainsi que de l'apparition effective de l'effet prévu. En fait, la possibilité de vérifier les prévisions de cette évaluation est discutable à cause de l'absence de

descriptions des conditions de base suffisantes de la variation naturelle.

Les promoteurs et les consultants ont adopté l'approche du pire cas pour effectuer des prévisions, parce qu'ils n'avaient pas assez d'informations et ou de perspicacité. La documentation souligne que, dans de tels cas, les incidences ont été classées avec plus de sévérité qu'il avait paru approprié initialement. Tous les cas où ceci s'est produit ont été indiqués dans un tableau synoptique des incidences d'une éruption de pétrole (Imperial Oil Ltd. et al, 1978). Si nous prenons l'exemple déjà mentionné, l'incidence d'une éruption d'un puits de pétrole sur les ours polaires qui habitent la glace à la fin de l'hiver a d'abord été qualifiée d'incidence moyenne, mais a ensuite été considérée comme une incidence majeure à cause d'un manque de données. Cette stratégie avait sans doute de quoi réconforter; en effet l'EIE a ignoré le risque que le projet faisait courir à l'espèce concernée sous prétexte qu'une telle incidence était très peu probable.

Surveillance

L'EIE réclame, pour le cas d'une éruption importante d'hydrocarbures, l'organisation d'un programme de surveillance environnemental, afin de déterminer la trajectoire de la nappe de pétrole et ses effets sur l'environnement. Il est de plus recommandé d'utiliser les stratégies et les techniques de surveillance, décrites par Cox et al (1980). Cet ouvrage résume le compte rendu d'un atelier d'études au sujet des études de déversement de pétrole; nous citons ici la conclusion principale:

> «Les participants de l'atelier d'études sont fortement en faveur de l'idée d'effectuer quelques études exhaustives, bien planifiées et statistiquement valables concernant les déversements d'hydrocarbures plutôt que, comme cela se produit souvent, des études multiples qui ne permettent pas de tirer de conclusions. Les analyses des incidences des déversements de pétrole nécessitent des techniques très élaborées et coûteuses qui doivent être appliquées avec suffisamment d'exactitude pour fournir des données qui permettent des vérifications statistiques rigoureuses».

Cox et al (1980) ont aussi particulièrement souligné le besoin de contrôles temporels lorsqu'on étudie l'incidence d'un déversement d'hydrocarbures, c'est-à-dire qu'il faut avoir une indication de l'étendue de la variabilité naturelle, dans l'espace et dans le temps, des variables qui seront mesurés pendant et après un déversement d'hydrocarbures. Alors que les promoteurs appuient ce concept, il ne semble pas que des «conditions de base» si rigoureuses aient été établies, ni qu'elles aient été étudiées pendant les activités de forage. (Le programme de contrôle intensif de la distribution et de l'abondance des oiseaux de mer est cependant une exception. Cette étude a commencé en 1978 mais n'a été achevée qu'après 1980, à cause, signale-t-on, d'un changement important de personnel dans un ministère.) Selon l'EIE, ces études imposeraient un effort de coopération entre l'industrie et le gouvernement. Selon l'une des personnes interviewées, la plus grande part des responsabilités de ces études reviendrait au gouvernement, en particulier dans le cas des espèces et des ressources dont la gestion est répartie entre plusieurs organismes. Le fait que ces études soient absentes de cette évaluation — peu importe qui doive les effectuer — met sérieusement en péril l'interprétation des résultats de tout programme de contrôle des incidences.

Atténuation des dégats et plans d'urgence

Les études d'évaluation des incidences ont servi de base au plan d'urgence établi pour ce projet en cas de déversement d'hydrocarbures. Les manuels détaillés traitant des urgences sont basés principalement sur les cartes de ressources qui déterminent les régions à forte priorité et les espèces qui doivent être protégées. Les manuels soulignent également les mesures les plus appropriées pour assurer une telle protection.

En plus d'aider à préciser les mesures propres à atténuer les dégâts et l'équipement nécessaire aux contre-mesures, les études d'évaluation ont servi pour le choix d'un emplacement pour les opérations du camp de base et pour améliorer d'autres aspects du programme d'entretien et de réparation des installations de forage. Les méthodes de forage, l'équipement et les emplacements ont été en grande partie déterminés en tenant compte des possibilités du projet et des chances de trouver un dépôt d'hydrocarbures dans les concessions à prospecter.

PROJETS HYDRO-ÉLECTRIQUES

Historique

Au début de l'année 1975, Newfoundland and Labrador Hydro (Hydro) a fait part au Newfoundland Department of Consumer Affairs and Environment (DCAE) de son intention d'étudier la faisabilité de quatre projets hydro-électriques, notamment le projet hydro-électrique de la rivière Upper Salmon. Une évaluation comparative préliminaire des incidences environnementales de ces projets a été entreprise et s'est terminée en 1976 (Airphoto Analysis Associates Consultants Limited/Beak Consultants Limited, 1976). Ce premier travail soulignait la nécessité d'entreprendre une gamme d'études plus détaillées pour appuyer une évaluation des incidences du projet de la rivière Upper Salmon beaucoup plus complète. Hydro a entrepris un certain nombre de ces études en 1978 et a présenté un EIE pour le projet au début de l'année 1980 (Newfoundland and Labrador Hydro, 1980a). Une approbation de principe avait déjà été accordée pour ce projet à ce moment, mais

l'approbation dépendait des conclusions de certaines études et de la poursuite de certaines autres recherches.

Suite à la présentation de l'EIE, l'Hydro a dû préparer un rapport d'information environnemental (Newfoundland and Labrador Hydro, 1981a) pour combler certaines lacunes de l'évaluation, c'est-à-dire, donner plus de détails au sujet du contrôle, de la recherche et de l'atténuation des incidences environnementales relatives au projet. La construction du projet a été poursuivie en général comme prévu, et la mise en opération devait débuter à la fin de l'année 1982. Des études environnementales relatives au projet se poursuivaient toujours en août 1982 et sont décrites plus loin.

Cette évaluation des incidences est importante pour le comité d'évaluation environnementale de Terre-Neuve pour diverses raisons. Il s'agit d'une des premières évaluations régies selon les nouvelles procédures réglementaires d'évaluation des incidences, adoptées par le Newfoundland Department of Environment. De plus, un nouveau concept de «contrôleur environnemental» ou de surveillant, commença à mûrir pendant l'évaluation du projet de la rivière Upper Salmon. Alors que le premier contrôleur de l'Hydro était en poste pour le projet hydro-électrique moins récent du lac Hinds, cette évaluation créa un précédent et depuis, le DCAE engage pour chaque aménagement hydro-électrique un contrôleur, qui travaille parallèlement à celui employé par l'Hydro. Les moniteurs doivent s'assurer que les pratiques de construction respectent l'environnement et surveiller les effets du projet sur l'environnement.

Objectifs

Dans l'EIE (Newfoundland and Labrador Hydro, 1980a) les objectifs de l'évaluation sont clairement définis: i) prédire les effets du projet et, ii) identifier et proposer des mesures pour réduire ou éliminer les effets néfastes. D'autre part, les objectifs des études individuelles qui sous-tendent cette évaluation étaient un peu moins précis. Dans certains cas, la façon dont les études particulières devaient fournir une contribution valable à l'ensemble de l'évaluation globale n'était pas claire. Dans ces cas, une série d'objectifs bien complète aurait été utile.

Directives

Les directives fournies à Hydro pour l'évaluation des incidences du projet hydro-électrique de la rivière Upper Salmon comprenaient deux éléments dont un consistait en une esquisse de quatre pages intitulée: General Guidelines for the Content of an Environmental Impact Statement (Directives générales pour un énoncé des incidences environnementales). Comme le suggère le titre, ces directives ont fourni une table des matières générale pour l'EIE, et, n'offraient donc que des directives peu étoffées pour la conception et la réalisation des études particulières pour l'évaluation. L'Hydro a reçu des directives plus précises d'un comité d'évaluation dirigé par un agent du DCAE et formé de fonctionnaires appartenant à diverses agences gouvernementales, provinciales et fédérales, et à la Memorial University de Terre-Neuve. Ce comité contrôlait l'évaluation; c'est-à-dire qu'il a exigé certaines études et qu'il a examiné le mandat des consultants chargés des études pour le compte du promoteur.

Les personnes interviewées ne s'entendaient pas sur la valeur du rôle de guide du comité. Selon certains, le contrôle étroit exercé par le comité sur les études à entreprendre réprimait les idées novatrices que les promoteurs et les consultants auraient pu avoir. Selon d'autres personnes, les organismes gouvernementaux sont responsables de veiller à ce que l'évaluation réponde à leurs attentes, puisque l'évaluation environnementale est un processus gouvernemental par lequel le gouvernement s'attend à recevoir des réponses.

Délimitation et planification de l'étude

L'évaluation des incidences pour le projet de la rivière Upper Salmon a eu l'avantage d'être effectuée par stades pendant une période relativement importante précédant le début de la réalisation.

L'étendue des recherches et la planification des études pour l'évaluation globale des incidences étaient basées en grande partie sur les recommandations qui découlaient de l'évaluation préliminaire comparée (Airphoto Analysis Associates Consultants Limited/Beak Consultants Limited, 1976). Même après la fin de la première série d'études, il restait encore trois ans durant la construction du projet, mais avant sa mise en exploitation, pour entreprendre d'autres études spécialement conçues pour beaucoup mieux répondre à des questions écologiques déterminées.

L'approche utilisée par cette évaluation est presque idéale. Des recherches scientifiques auront été effectuées avant le début de la mise en opération du projet pendant sept ou huit ans. Parce que les études étaient rattachées entre elles, elles ont permis une planification efficace de l'étude. Les premières études préliminaires ont permis de mieux orienter les programmes plus détaillés de recherches sur les lieux qui ont suivi.

Parmi un grand nombre de sujets possibles de préoccupation, l'attention s'est finalement portée sur les caribous (perturbation des migrations et viabilité à long terme des hardes locales) et sur les salmonidés (repeuplement réduit des lacs et des réservoirs à cause de la perte de frayères par suite des inondations ou d'un obstacle à la migration). On peut se demander s'il était nécessaire d'entreprendre toutes ces premières études avant de pouvoir cerner ces problèmes. Les personnes interviewées ont déclaré que, rétrospectivement, certaines des études individuelles n'ont pas contribué de façon significative à définir ou à résoudre les principaux problèmes apparus dans l'évaluation.

A l'avenir, grâce à cette expérience, un effort moindre sera nécessaire pour identifier les problèmes principaux relatifs aux projets hydro-électriques futurs à Terre-Neuve.

Importance des incidences

Les auteurs de cette évaluation n'ont conçu ni utilisé aucun cadre de référence pour juger de l'importance des incidences environnementales. La documentation consultée n'indique nulle part le sens des mots utilisés pour caractériser l'importance des incidences. Nous trouvons par exemple des adjectifs comme majeurs et mineurs, significatifs et non significatifs, élevés et faibles. Alors que la plupart des personnes interviewées jugeaient qu'il fallait déterminer l'étendue des incidences et indiquer de façon précise leur degré d'importance, personne n'a signalé qu'un tel effort ait été entrepris. En fait, ces personnes ont supposé que, puisqu'il était si difficile de prendre des décisions concernant la nécessité d'effectuer des études précises et la façon de les concevoir dans le cadre du processus de collaboration du comité, il était presque impossible d'en arriver, par cette même approche, à un cadre de référence acceptable pour déterminer l'importance des incidences.

Il semble que l'absence d'un cadre pour déterminer l'importance des incidences soit dû à la combinaison des facteurs suivants:

a) le manque de directives pour la construction et l'utilisation d'un tel cadre;

b) la répugnance des promoteurs et des consultants à déterminer de façon définitive l'importance d'une incidence;

c) le manque de consensus sur l'importance des incidences dans le cas d'éléments environnementaux qui ne sont pas réglementés de façon sévère par le gouvernement; et

d) le manque de conviction quant à la valeur d'un tel cadre pour déterminer l'importance d'une incidence.

Le seul essai entrepris pendant cette évaluation pour situer dans un contexte plus large les prévisions des incidences est décrit par le Newfoundland and Labrador Hydro (1981a). Dans un grand tableau, chaque incidence prévue est décrite brièvement selon les caractères des aptifs suivants:

a) type d'incidence — positif ou négatif;

b) importance — (pour la région et pour l'emplacement même) majeure, moyenne et mineure; et

c) durée — court terme ou long terme.

Ni le tableau ni le texte qui l'accompagnait n'indiquaient cependant la signification de ces termes généraux.

Limites

Les limites spatiales de la région mise en valeur sont décrites avec précision dans l'EIE. Les limites de l'étude n'ont cependant pas toujours été bien décrites dans les rapports des études auxiliaires. Dans un des cas, extrême il est vrai, aucune limite n'a été indiquée pour l'étude. Dans un autre cas une longue discussion concernait la définition exacte de la région étudiée.

Bien que l'EIE ait établi les limites de l'étude, la raison de leur localisation n'a pas été donnée. Alors que nous croyons que cette justification doit être une partie essentielle du rapport de l'étude (permettant donc un examen critique de cet exercice important), l'une des personnes interviewées a souligné que la plupart des rapports d'étude n'expliquaient pas pourquoi ils établissaient des limites spatiales, celles-ci étant fixées en vertu de négociations. A cause de l'influence du comité d'évaluation sur l'évaluation des incidences, les limites ont souvent été établies selon un compromis entre les propositions du promoteur, des consultants et des agences de réglementation. Ces compromis ne sont probablement pas faciles à décrire dans le cadre de rapports d'étude.

L'établissement des limites spatiales pour les études était généralement basé d'abord sur les modifications physiques qui résulteraient du projet, et ensuite sur la distribution du biote qui serait touché. Les études concernant les caribous et les salmonidés, dont les courtes routes de migration seraient coupées par le projet, sont des exemples particulièrement frappants du deuxième point. Dans le cas des études concernant les poissons (Beak Consultants Limited, 1980), les limites physiques du mouvement vers l'amont et l'aval des deux principales espèces étudiées (le saumon d'eau douce et la truite de ruisseau) ont servi de limites à l'étude. Pour l'étude de la harde de caribous de la rivière Grey (Mahoney, 1980) les limites ont été établies de façon à englober la plus grande partie de l'aire de dispersion annuelle de la harde.

La justification écologique de l'établissement de limites temporelles pour les prévisions des incidences était peu évidente. En fait, peu de prévisions d'incidences biotiques ont été décrites plus en détail qu'au moyen des seuls qualificatifs généraux: «court terme» et «long terme». Ces qualificatifs auraient pu être utiles s'ils avaient été définis. D'après les interviews, deux raisons expliquent l'absence d'évaluations plus précises de la durée des incidences. Premièrement, il semblait impossible d'être plus précis, compte tenu de notre connaissance très limitée des phénomènes naturels, notamment des phénomènes biotiques. Deuxièmement les consultants et les promoteurs ne veulent pas être précis, et risquer ainsi de s'engager, en qualifiant des prévisions. Cette ambiguïté a rarement été mise en question dans le passé.

Modélisation

Un exercice concret de modélisation conceptuelle n'a pas été entrepris dans le cadre de cette évaluation. Les personnes interviewées n'ont pas déclaré qu'une telle modélisation les aurait aidées à comprendre les interactions entre le projet et l'environnement ou à planifier les études. Il

semble que la modélisation conceptuelle soit généralement considérée comme un outil particulièrement approprié pour résoudre les problèmes au niveau de l'écosystème, notamment les budgets d'éléments nutritifs ou les transferts d'énergie.

La seule application apparente de modélisation quantitative a été trouvée dans l'étude du régime hydrologique et des modifications qu'il subirait si le projet était réalisé. Un certain nombre de modélisations de simulation est actuellement prévu pour l'étude des caractéristiques de l'écoulement des eaux pour divers projets d'amélioration du chenal en aval de la centrale électrique de la rivière Upper Salmon.

La modélisation quantitative (de simulation ou autre) des incidences environnementales des projets hydro-électriques semble se concentrer sur les répercussions dans les nouveaux réservoirs (par exemple, Thérien 1981) ou sur les effets, en aval de ces réservoirs, des nouvelles conditions physiques et chimiques. Dans le cas du projet hydro-électrique de la rivière Upper Salmon, les principales inquiétudes portaient sur la modification des routes de migration des caribous et des salmonidés; les caractéristiques chimiques et physiques des réservoirs ne devaient, semble-t-il, être modifiées que faiblement. La modélisation écologique des réservoirs était donc peu utile.

Population vs communauté vs écosystème

Bien que les préoccupations principales dans cette évaluation portaient sur l'intégrité des populations fauniques, toutes les études ne s'intéressaient pas particulièrement à cet aspect. Par exemple, les niveaux écologiques correspondant à la communauté et à l'écosystème ont été étudiés dans le cadre de l'étude biophysique (Northland Associates Limited, 1979a). Les groupements végétaux, de même que les unités écologiques, fondés sur les principes de la classification écologique des terres (Environmental Conservation Service Task Force, 1981) ont été cartographiés dans le cadre de cette étude. Les résultats de cette étude ont permis de i) choisir le tracé de la principale route d'accès et, ii) quantifier certains types d'habitats de la faune qui risquaient d'être inondés.

D'autres études s'appuyaient sur des recherches axées sur les niveaux écologiques correspondant à l'organisme et à la population afin de répondre à des questions portant sur la population. Le meilleur exemple est celui de l'examen des effets sur le caribou (Mahoney, 1980; et E.L. Hill, communication personnelle). Une partie de l'étude comprend le dépistage radiotélémétrique d'animaux étiquetés; une autre partie est conçue pour observer le comportement et les régimes de migration adoptés par des individus ou de petits groupes en réaction aux opérations relatives à l'exploitation du projet envisagé.

Cette évaluation des incidences illustre bien un effort pour dépasser l'approche qui consiste à s'intéresser à la distribution et à l'abondance d'une espèce dans la planification et la conception d'une étude. Alors que la plus grande partie des questions écologiques importantes se rapportait au niveau des populations des différentes espèces, les problèmes ont été abordés à d'autres niveaux, peut-être plus faciles à examiner.

Etudes des conditions de base

Peu d'études des conditions de base satisfaisantes, telles que nous les avons décrites plus tôt, ont été établies pour cette évaluation environnementale. Deux des meilleures études de base établies avant le début du projet sont la détermination du nombre d'habitats de frai et d'élevage des salmonidés menacés de disparition, et l'étude des routes de migrations et du comportement des caribous. La plupart des autres études sont, à divers degrés, des descriptions ou photographies instantanées de l'environnement.

Les personnes interviewées ont mentionné un certain nombre d'obstacles qui empêchent d'établir des études des conditions de base satisfaisantes et ont expliqué pourquoi ce genre de descriptions photographiques de l'environnement sont encore la règle. Premièrement, un bon nombre de praticiens et d'examinateurs croient que les descriptions qualitatives de l'environnement jouent un rôle important dans les évaluations des incidences. Deuxièmement, le manque de temps et d'argent qui se fait sentir partout expliquerait, selon les personnes interrogées, pourquoi les enquêtes éclairs l'emportent sur les études de base spécifiques et quantitatives. Au moins 3 saisons de travail sur le terrain, c'est-à-dire trois années, sont généralement considérées comme étant nécessaires pour permettre une appréciation exacte des variations naturelles. Les consultants n'ont souvent que quelques mois pour terminer les études. De même, les études sont généralement planifiées en vue de diminuer les difficultés logistiques; les opérations relatives à ces recherches sont donc généralement intensives mais de courte durée. Finalement, cela coûte cher d'établir des études de base solides dans des régions qui ne sont accessibles qu'en hélicoptère (par exemple, la région de la rivière Upper Salmon avant que la route d'accès ne soit construite) et de telles dépenses peuvent dépasser les ressources financières disponibles pour l'évaluation des incidences.

Hypothèses et expériences

De sérieuses vérifications d'hypothèses n'ont pas été entreprises dans le cadre de cette évaluation. Selon les personnes interviewées, cela n'était pas dû à l'impossibilité technique de la vérification, (bien qu'elles aient mentionné qu'il fallait disposer de plus de temps pour l'étude), mais plutôt à l'attitude de divers planificateurs de l'étude et des membres du comité d'évaluation ainsi qu'à leur façon de concevoir ce qu'est une bonne évaluation des incidences

environnementales. Puisque un grand nombre de praticiens et d'examinateurs des évaluations sont toujours d'avis que les études d'évaluation des incidences doivent être descriptives et axées sur des enquêtes, il n'y a pas de raison pour que ce genre d'études soient abandonnées en faveur de recherches plus spécifiques destinées à répondre à des questions données. En fait, selon l'une des personnes interviewées, une approche orientée vers la vérification d'hypothèses peut entraîner l'oubli, par inadvertance, d'un certain aspect de l'environnement qui peut par la suite se révéler très important.

Il ressortait des interviews que de nombreuses hypothèses sont vérifiées de façon non-rigoureuse dans l'esprit des chercheurs scientifiques, mais ces hypothèses et ces tests sont cependant rarement consignés dans le rapport écrit, et on a laissé entendre que cela aurait pu facilement être fait si on l'avait demandé.

La plupart des personnes interviewées étaient d'avis que dans les études il faudrait plutôt mettre l'accent sur la vérification d'hypothèses que sur des enquêtes descriptives. L'une des personnes interviewées a rappelé que les hypothèses devraient être formulées très attentivement pendant l'évaluation des incidences, c'est-à-dire que l'importance des questions soulevées doit tenir compte des limites temporelles et financières ainsi que des procédures imposées à l'évaluation.

Les principales expériences entreprises pour cette évaluation ont utilisé et utilisent le projet lui-même comme source de perturbations. Par exemple, l'étude de la migration des caribous et de leur comportement est basée sur les travaux de construction et sur les constructions elles-mêmes pour la «manipulation expérimentale». L'étude de la traversée de la rivière et de la migration des poissons (Shawmont Newfoundland Ltd., 1981) étudie le passage des poissons aux ponceaux de la route d'accès.

Cadres écologiques pour les prévisions

Comme dans le cas de l'évaluation environnementale pour la prospection pétrolière en mer dont nous avons discuté précédemment, les préoccupations en matière d'évaluation des incidences pour le projet de la rivière Upper Salmon étaient situées au niveau de la population, notamment en ce qui concerne les caribous et les salmonidés. Les concepts écologiques temporels utilisés le plus fréquemment pour prévoir des répercussions sur ces populations n'étaient donc pas situées aux niveaux écologiques correspondant à la communauté et à l'écosystème. Les principes majeurs de cette évaluation étaient liés aux interactions population/habitat et à l'importance d'une migration non-entravée pour la viabilité des populations.

Habitat

La plupart des études entreprises durant cette évaluation traitaient dans une certaine mesure de l'habitat des poissons ou de la faune. L'étude biophysique (Northlands Associates Limited, 1979a) portait essentiellement sur la perte et sur la création d'habitats à cause du projet prévu. L'étude de la préparation du réservoir (Northlands Associates Limited, 1979b) expose en détail les modifications de la ligne du rivage et de l'habitat littoral qui résulteraient des diverses stratégies de défrichage pour créer les réservoirs. L'étude concernant la faune (McLaren, 1979) insistait surtout sur l'observation de l'habitat et de son potentiel, alors que les études aquatiques (Beak Consultants Limited, 1980; 1981) insistaient surtout sur la quantification des pertes d'habitats de frai et d'élevage des salmonidés. De même, les recherches au sujet de la traversée de cours d'eau (Schawmont Newfoundland Ltd., 1981) portent en partie sur l'évaluation de l'habitat des saimonidés dans les cours d'eau étudiés. Finalement, une partie de l'étude à long terme concernant les caribous, (Mahoney, 1980) tente d'expliquer les préférences du caribou pour divers types d'habitats.

L'utilisation de l'approche fondée sur l'habitat dépend, dans de nombreux cas, du degré possible de quantification de l'habitat. Selon l'une des personnes interviewées, les recherches sur les habitats de frai et d'élevage de salmonidés ont été relativement faciles à entreprendre dans le bassin hydrographique de la rivière Upper Salmon, étant donné que les cours d'eau y sont relativement semblables au point de vue spatial. Dans d'autres cas, notamment le bassin hydrographique de la rivière Cat Arm dans le nord de Terre-Neuve, où la morphologie des courants varie considérablement, l'approche fondée sur l'habitat pour les études d'incidence sur les poissons serait beaucoup plus coûteuse et difficile.

Migration

La perturbation des régimes saisonniers de migration des caribous et des salmonidés est probablement plus importante pour cette évaluation que les incidences sur l'habitat. Différentes études ont donc été entreprises pour examiner et quantifier la perturbation des routes de migration.

Tout comme dans le cas où l'approche fondée sur l'habitat est utilisée pour prévoir les incidences sur les populations des différentes espèces, le fossé entre les variations des modes de migration et les variables de population doit être comblé par le jugement des spécialistes. En ce sens, peu d'études ont été effectuées pour améliorer ce jugement et celles qui ont été entreprises se sont avérées infructueuses. L'évaluation a fait état de la nature imprévisible de l'effet des variations de la migration sur la viabilité de la population de caribous, et a donc conduit à la mise en train d'une étude qui tentera de cerner ces effets et dont profiteront à l'avenir les évaluations de projets hydro-électriques ou autres.

Prévision

L'un des principaux objectifs de cette évaluation des incidences était la prévision des effets causés par le projet

(Newfoundland and Labrador Hydro, 1980a). Un tableau dans Newfoundland and Labrador Hydro (1981a) résume les prévisions des incidences. Environ un tiers des prévisions ont été quantifiées, par exemple celles portant sur les incidences sur la perte d'habitats pour les poissons et la faune, sur les taux de chasse d'eau du réservoir, sur la modification permanente des terres, sur la destruction des ressources forestières et sur certains bénéfices socio-économiques. Les prévisions non quantifiées portent principalement sur les effets du projet sur la productivité biotique, et sur la présence/absence et l'abondance des espèces. Sur ce plan, l'évaluation environnementale du projet de la rivière Upper Salmon ressemble à la plupart des autres évaluations de projets hydro-électriques, parce que les prévisions quantifiées ne touchent que des variations physiques directes.

Un certain nombre de raisons expliquent cette situation. Tout d'abord, il semble que les variations physiques environnementales sont relativement faciles à quantifier alors que la plupart des incidences biotiques demeurent des conjectures ou relèvent du domaine du jugement professionnel. Selon les personnes interviewées, les prévisions quantifiées des incidences biotiques sont rarement possibles vu i) un manque de compréhension des relations causales pour ce qui est des phénomènes écologiques, et ii) le caractère très aléatoire des phénomènes naturels. De même, il est apparu que certains consultants et promoteurs hésitent à s'engager dans des prévisions quantifiées. La direction, l'ampleur, l'étendue et la durée des incidences prévues sont donc exprimées par des adjectifs qualitatifs.

Surveillance

Pour certains membres du milieu s'occupant de l'évaluation des incidences à Terre-Neuve, le terme surveillance a une signification spéciale: il se rapporte à la supervision et à la surveillance des activités de construction par un agent environnemental. Dans ce rapport, le terme surveillance se rapporte tout simplement au fait de mesurer les variables environnementales durant une période de temps, souvent en relation avec des études entreprises pendant et après le début d'exécution du projet.

Cette évaluation des incidences environnementales est remarquée pour ses activités intenses de contrôle et de recherche. Ces études, telles que décrites par Newfoundland and Labrador Hydro (1981a), comprennent:

a) une étude triennale sur la traversée des cours d'eau, pour évaluer le passage des poissons à travers divers ponceaux;

b) beaucoup d'opérations de contrôle de la qualité et de la quantité de l'eau (dont un certain nombre font partie des opérations de routine exigées par les agences régulatrices);

c) une étude à long terme au sujet des différentes successions de végétation dans un important delta local;

d) une étude pour examiner l'efficacité de l'apport d'eau du barrage de la rivière West Salmon pour protéger l'habitat de frai dans le cours inférieur de la rivière West Salmon; et

e) les études à long terme, déjà décrites, de la migration et du comportement des caribous.

L'engagement de donner suite à ces études s'accompagne de la reconnaissance de la nécessité d'une surveillance pour i) vérifier l'efficacité des mesures d'atténuation des dommages, et ii) accroître les capacités de prévision (Newfoundland and Labrador Hydro, 1981a). Les interviews ont corroboré ces opinions, mais ont également révélé que certaines agences de réglementation ont dû exercer des pressions considérables pour obtenir l'engagement que certaines des études seraient entreprises. Nous pouvons donc en conclure que les évaluations des incidences sont rarement suivies de programmes de surveillance et de recherche parce que:

a) les promoteurs ne sont généralement pas prêts à passer du temps et à dépenser de l'argent pour une évaluation environnementale particulière après que l'EIE a été soumise;

b) souvent, les organismes de réglementation ne prennent pas les mesures nécessaires pour exiger de telles études.

Atténuation des dégâts et compensation

Les rapports d'évaluation et les personnes interviewées ont souligné l'importance de l'atténuation des incidences. Pour en faciliter la description, Newfoundland and Labrador Hydro (1981a) a classé l'exposé de l'atténuation des incidences en deux groupes — i) les mesures qui font normalement partie d'une planification environnementale et de pratiques de construction sérieuses, et ii) des mesures et des constructions spéciales qui ne font pas normalement partie d'un projet. La première catégorie comprend le processus de sélection de l'emplacement pour la route d'accès et pour la ligne de transport à haute tension, et un examen particulier du delta de Godaleich Pond lors de l'implantation de la centrale hydro-électrique.

Les mesures spéciales d'atténuation des dommages sont plus nombreuses:

a) des améliorations en aval du chenal pour prévenir l'inondation permanente du delta de Godaleich Pond;

b) la préparation du réservoir afin d'éliminer les obstacles à la migration de caribous et au passage des bateaux;

c) l'apport d'eau pour protéger l'habitat des salmonidés dans les rivières North Salmon et West Salmon;

d) un aménagement spécial du chemin d'accès pour en faciliter la traversée par les caribous;

e) des améliorations de la conception du canal d'amenée, de la conduite forcée et des chenaux de dérivation pour en faciliter la traversée par les caribous; et

f) des restrictions en matière de construction, c'est-à-dire l'arrêt des travaux, à cause soit de i) la présence de caribous, ou ii) de trouvailles archéologiques.

Puisque l'un des principaux objectifs de l'évaluation était d'identifier des mesures d'atténuation, il semble approprié de déterminer si les études entreprises ont bien atteint cet objectif. A en juger par deux exemples en particulier, il semble bien que oui. Le but de l'étude de préparation du réservoir (Northland Associates Limited, 1979b) était de recommander une stratégie de défrichement qui diminuerait ou éliminerait les incidences. Les recherches aquatiques (Beak Consultants Limited, 1980) ont contribué, conjointement avec certains détails de la conception du projet, à trouver d'autres techniques viables d'atténuation (principalement l'apport d'eau pour la conservation de l'habitat des cours d'eau et l'aménagement de passages pour les poissons autour des obstacles) pour la protection des poissons de la région.

Des études actuelles ayant pour objet de déterminer s'il est possible de substituer un programme de stockage de poissons au programme de conservation de l'habitat des cours d'eau sont particulièrement intéressantes. Puisque l'objectif ultime de ces études est de maintenir dans les réservoirs des stocks viables de poissons pour la pêche sportive, notamment le saumon d'eau douce et la truite de ruisseau, le stockage artificiel à partir d'un établissement de pisciculture subventionné par l'Hydro pourrait être plus rentable que le programme d'apport d'eau.

CONCLUSION DES CONSTATATIONS

Quelques réalisations notables

Dans ces études de cas ont dénoté certaines applications intéressantes de concepts décrits précédemment dans ce rapport. En plus de plusieurs autres exemples cités précédemment, cela montre que certains membres du milieu intéressé dans les évaluations des incidences au Canada ont pris conscience des déficiences écologiques de l'évaluation des incidences environnementales, telle qu'élaborée durant la dernière décennie.

Dans bien des cas, les efforts pour améliorer la base écologique des évaluations environnementales ont dépassé les exigences explicites déterminées par les agences administratives. Par exemple, pour l'évaluation du détroit de Davis, l'élaboration et l'utilisation d'un cadre écologique pour déterminer l'importance des incidences a été le fruit de la motivation des promoteurs et des consultants pour améliorer l'exactitude scientifique de l'analyse de prévision. Dans d'autres cas, il est évident que les apports et les exigences des agences gouvernementales ont contribué à la valeur des études d'évaluation des incidences. Ainsi, les agences gouvernementales et l'Hydro de Terre-Neuve ont reconnu que les incidences du projet hydro-électrique de la rivière Upper Salmon sur les troupeaux de caribous ne pouvaient être prévues avec suffisamment de précision, et un important programme conjoint de recherche a été entrepris pour étudier ces effets.

D'autres points forts de ces évaluations peuvent s'expliquer à la fois par la motivation de ceux qui ont effectué ces études et par les exigences qui leur ont été imposées. En particulier, l'une des composantes les plus importantes de l'évaluation du détroit de Davis était la préparation de plans d'urgence détaillés pour parer à l'éventualité d'un déversement de pétrole. Les études concernant la rivière Upper Salmon ont surtout tenté d'utiliser les résultats obtenus pour prescrire les mesures d'atténuation appropriées.

En conclusion, trois facteurs semblent déterminants pour améliorer la base écologique de toute évaluation environnementale: i) la reconnaissance des problèmes principaux et une évaluation des solutions, ii) la motivation des praticiens pour poursuivre les améliorations, et iii) l'attitude intransigeante des organismes de réglementation qui n'acceptent que des travaux d'évaluation d'excellente qualité.

Obstacles à l'amélioration

Les études de cas ont également révélé de nombreux points pour lesquels les évaluations se sont avérées imparfaites par rapport à une évaluation «idéale». En utilisant des interviews personnelles pour examiner les facteurs qui sont responsables de ces lacunes, il était souvent difficile de distinguer entre les contraintes perçues et les contraintes réelles. De même, il a semblé nécessaire de s'interroger sur les raisons qui expliquent bien des réponses aux questions. Par moment, les personnes interviewées tendaient de toute évidence à défendre certains intérêts ou personnes mêlés à ces évaluations; leurs réponses n'étaient donc pas toujours objectives. Certaines des personnes interviewées ne connaissaient les résultats de ce projet de recherche qu'à travers un premier compte rendu de l'étude (Beanlands et Duinker, 1981). Il s'ensuit que les conséquences de la mise en pratique de certains des concepts analysés n'ont peut-être pas été complètement comprises.

Néanmoins, à partir des messages explicites et implicites qui découlent des interviews, il nous a été possible d'identifier un certain nombre de facteurs qui expliquent en grade partie les caractéristiques des évaluations examinées. Premièrement, sur le plan technique, dans les deux évaluations il fallait s'efforcer de comprendre des environnements pour lesquels on ne possédait que très peu d'information de base. Ni le détroit de Davis ni le bassin hydrographique de la rivière Upper Salmon n'ayaient été relativement bien étudiés avant les évaluations; les programmes d'études devaient donc débuter par une phase importante de travaux de reconnaissance.

Cela était particulièrement vrai dans le cas de l'évaluation du détroit de Davis qui, d'après la définition du projet, englobait une très grande partie d'un océan très peu connu.

Il est difficile de savoir si cet aspect des évaluations aurait dû limiter le nombre d'études écologiques détaillées, qui comprenaient probablement de la modélisation, des expériences ou certaines études des conditions de base. Les chercheurs auraient sûrement aimé avoir plus de temps et de ressources financières afin d'améliorer leurs connaissances des incidences possibles. Les promoteurs, cependant, avaient en tête le calendrier d'exécution de leur projet et semblaient prêts à soumettre aux autorités responsables des documents d'évaluation préparés au moyen de n'importe quelle information recueillie dans la période de temps dont ils disposaient. Dans l'évaluation du détroit de Davis, les promoteurs étaient d'avis que des études subséquentes à celles sur lesquelles les premières analyses de prévisions étaient basées, auraient permis d'amplifier les prévisions des incidences, mais sans les modifier de façon significative.

Pour certains types d'études, en particulier l'établissement des conditions de base qui doivent servir à mesurer les perturbations produites par le projet, il semble qu'un manque de temps ne puisse être une contrainte primordiale. En effet, l'intégration de telles conditions de base dans l'étude sur les caribous entreprise pour l'évaluation de la rivière Upper Salmon montre bien que, dans certains cas, les limites de temps peuvent être surmontées. Il semble primordial de prendre les bonnes décisions au tout début, puis d'entreprendre les études sans délai. Compte tenu du temps disponible, les possibilités d'entreprendre un contrôle pré-incidence étaient encore plus grandes pour l'évaluation du détroit de Davis que pour celle de la rivière Upper Salmon; c'est-à-dire que des études de base continues amélioreraient sans cesse les conditions de base pour les variables intéressantes jusqu'à ce qu'une éruption d'un puits de pétrole se manifeste finalement (si jamais cela se produit), ou jusqu'à ce que des conditions de base entièrement adéquates soient disponibles. Ces études des conditions de base n'ont cependant pas été entreprises; ceux qui auraient pu les prendre en charge, le gouvernement ou les promoteurs, n'ont pas senti le besoin ou n'ont pas établi d'exigences pour l'établissement de conditions de base rigoureuses, probablement à cause de la très faible probabilité d'une telle éruption.

L'obtention de connaissances des conditions de base pour prévoir les incidences ou pour déterminer les mesures d'atténuation, a été limitée également par les contraintes logistiques. L'aspect le plus important de ces contraintes est certainement la difficulté et parfois l'impossibilité d'accéder par terre ou par mer, à certaines périodes, aux régions éloignées visées par les études. De même, il aurait été presque impossible de satisfaire aux exigences techniques qui s'imposent pour effectuer certaines études. Par exemple, si les poissons pélagiques avaient été touchés en cas d'éruption d'un puits de pétrole dans le détroit de Davis, cela aurait été un cauchemar, sur le plan logistique, d'entreprendre suffisamment d'études pour connaître la distribution et l'abondance des poissons. Ces limitations ont été notées par les personnes interviewées; cependant, aucune d'entre elles n'a déclaré que l'insuffisance des connaissances des conditions de base pour les analyses des prévisions était uniquement causée par ces limitations techniques.

Il semble maintenant évident que les principales limitations à l'application de plusieurs des concepts mentionnés pendant les interviews n'étaient pas surtout de nature technique. Au contraire, les contraintes les plus importantes semblaient liées aux attitudes et aux perceptions des personnes intéressées ainsi qu'aux forces administratives et institutionnelles engagées dans le processus de l'évaluation. En particulier, les trois facteurs rencontrés le plus souvent étaient: i) le fait de ne pas bien savoir en quoi consiste une bonne évaluation écologique et de ne pas s'entendre sur ses éléments constitutifs, ii) un manque de motivation, et iii) une absence de normes.

Ces contraintes affectent particulièrment les aspects de l'évaluation des incidences pour lesquels les limitations propres au travail sur les lieux ne s'appliquent pas directement — par exemple, quand il s'agit d'élaborer un cadre en vue de déterminer l'importance d'un impact, ou d'établir de façon rigoureuse des limites appropriées. Ces contraintes se révèlent également dans les concepts relatifs au travail sur les lieux. Dans le cas du projet hydro-électrique, il était clair que la nature descriptive de certaines des études entreprises s'expliquait par l'idée que ces études allaient servir de base appropriée à l'évaluation. Dans le cas de l'évaluation du détroit de Davis, certaines études n'ont pas été effectuées, ou ont été hâtivement terminées, du fait du manque d'insistance des organismes gouvernementaux.

Conclusions

Dans ce rapport il est bien montré que l'écologie pourrait contribuer de façon plus substantielle aux évaluations environnementales. Il est clair que l'analyse dans le cadre des évaluations des incidences sera toujours limitée par les connaissances des conditions de base déjà établies ou qui pourront être obtenues pendant la période allouée. Cependant, nous avons remarqué qu'une grande partie des progrès peuvent être réalisés par un effort accru de conceptualisation, par une planification plus efficace des études et par des attentes communes plus réalistes de ce qui peut être accompli par la mise en pratique d'un programme de recherche appliqué à un centre d'intérêt très précis.

Les études de cas ont démontré ces points de vue. Les limitations techniques, quelle que soit leur forme ou leur importance, sont universelles et continueront d'exister. Les praticiens doivent en tenir compte lorsqu'ils planifient des programmes d'études, puisque ces limitations affectent directement les informations qu'il est possible d'amasser en laboratoire ou sur les lieux. Malgré ces limitations, l'analyse précédente a permis de déterminer certains moyens essentiels pour surmonter les barrières non techniques et d'améliorer ainsi la pertinence écologique de l'évaluation des incidences.

En conclusion, dans les études de cas on a montré que des concepts écologiques scientifiques plus vastes pourraient, d'une certaine façon, être mieux appliqués aux évaluations environnementales par ceux qui planifient, entreprennent et examinent ces dernières. De même, dans ces études on a montré que les contraintes imposées par les attitudes et les perceptions des personnes et des organisations intéressés peuvent être aussi, sinon plus, importantes que les limitations techniques et logistiques qui peuvent exister.

ANNEXE D

CONSIDÉRATION DU MILIEU ARCTIQUE

«L'archipel arctique, du point de vue géomorphologique, ressemble à une masse unie pendant la majeure partie de l'année étant donné que tous les chenaux sont gelés.»

«Les processus sont les mêmes; c'est le rythme auquel ils se produisent qui est différent. Ils sont parfois extrêmement lents, par exemple dans le cas des processus de succession et de remplacement, parfois excessivement rapides, notamment dans le cas des activités reproductrices.»

«Les processus fauniques sont souvent très différents dans l'Arctique, car les animaux se sont adaptés à des régimes alimentaires différents de leurs «parents» de latitude moyenne.»

«On pourrait concevoir l'Arctique comme un immense fleuve comportant beaucoup de grosses îles. L'eau s'écoule généralement vers le sud-est à partir de l'océan Arctique, en passant par des chenaux.»

PRÉCÉDENTS

Suivant l'avis du comité consultatif du projet, nous avons décidé de tenir un atelier distinct pour étudier de façon plus détaillée l'écologie de l'Arctique canadien sous l'angle de l'évaluation d'impact environnemental, et cela, pour deux raisons: (i) d'importants projets de mise en valeur des ressources sont prévus dans le grand nord et il semblait illogique de ne pas en tenir compte; et (ii) bien que tous les écosystèmes puissent être décrits à l'aide des structures générales de base, les caractéristiques particulières des systèmes arctiques peuvent présenter des avantages et des inconvénients particuliers pour les évaluations d'impact.

Les travaux de cet atelier étaient essentiellement centrés sur les différences entre le milieu arctique et les latitudes tempérées, concernant les principaux problèmes écologiques intervenants dans les études d'évaluation d'impact, tels que déterminés dans les neuf ateliers précédents. Le texte qui suit est beaucoup plus basé sur la contribution directe des participants plutôt que sur une revue complète de la documentation sur l'Arctique. Il ne nous a donc pas été possible d'illustrer par des exemples tirés d'études d'évaluation d'impact ou d'études connexes, les questions posées et suggestions soulevées lors de cet atelier. Cela tient également au nombre peu élevé d'évaluations effectuées pour des projets dans l'Arctique; cette situation devrait toutefois bientôt changer, compte tenu du nombre de projets importants actuellement prévus dans la région.

PROBLÈMES NON TECHNIQUES

Combiner recherche et besoins en matière d'évaluation

On semble en général d'accord sur le fait que l'évaluation d'impact environnemental dans l'Arctique doit, en tout ou en partie, être reliée à, ou basée sur, un programme de recherche. Nos connaissances relatives à l'écologie arctique ne sont pas aussi poussées que celles relatives à l'écologie des régions tempérées. Selon Dunbar (1976), le peu d'intérêt commercial offert par les poissons de mer arctiques a retardé la recherche sur la dynamique des populations de nombreuses espèces, alors que les espèces exploitées font l'objet d'études depuis plusieurs dizaines d'années. Il est probable que le grand intérêt soulevé actuellement par la mise en valeur des ressources non renouvelables des régions septentrionales stimulera une telle recherche fondamentale. Toutefois, d'après l'expérience acquise à ce jour, la recherche dans les régions reculées porte davantage sur les effets du milieu sur les installations et sur l'exploitation des projets que sur les répercussions de ces projets sur le biote de l'Arctique (Lewis, 1979). Le facteur temps est peut-être encore plus important. Les connaissances que nous avons des écosystèmes situés plus au sud, aussi limitées soient-elles, portent quand même sur une longue période. Comme il semble peu probable que le rythme accéléré du développement des régions septentrionales ralentira, la meilleure chose à faire serait peut-être de déployer un effort de recherche sans précédent, parallèlement à la recherche actuelle concernant l'exploitation et aux opérations d'évaluation d'impact.

Bien que notre connaissance limitée de l'écologie arctique soit une contrainte d'ordre général, il y a cependant des exceptions. Par exemple, suite au projet de construction d'un gazoduc de gros diamètre le long de la vallée du MacKenzie au début des années 70, un programme exhaustif de recherche sur les lieux a été entrepris; c'est ainsi qu'aujourd'hui cette région est l'une des mieux connues du Canada (Anonyme, 1972). De la même façon, le projet de la mer de Beaufort au milieu des années 70, a donné lieu à plus de 30 études portant sur les principaux aspects de l'océanographie physique et de la biologie marine de la mer de Beaufort (Milne, 1976). Bien que ces programmes de recherche puissent ne pas fournir autant de données que les études continues effectuées sur de longues périodes, ils témoignent quand même des progrès importants qui peuvent être réalisés grâce à des efforts de recherche bien coordonnés et bien orientés.

«Je pense que la nécessité d'effectuer des études d'impact générales dans les systèmes arctiques est indéniable.»

«N'oublions pas que pour certaines régions arctiques nous possédons de nombreuses données biologiques.»

«Les principales contraintes des études fondamentales effectuées dans l'Arctique sont d'ordre logistique et financier.»

«La logistique des études d'évaluation d'impact peut être greffée à celle des opérations de génie, de prospection et d'exploitation.»

Le coût des projets arctiques

Quels que soient les critères utilisés, le coût des recherches ou des études d'évaluation d'impact dans l'Arctique est très élevé. L'investissement financier pour le transport, la logistique et les installations de soutien, les outils de recherche et les plates-formes d'étude, peut devenir exorbitant. Par exemple, en 1975, le coût d'un navire de recherche océanographique équipé pour fonctionner en haute latitude était évalué à environ 10 millions de dollars, dont 20% représentaient les frais d'exploitation annuels (Hood, 1976a). Le projet de la mer de Beaufort a coûté plus de 11 millions de dollars entre 1973 et 1975 (Milne, 1976) et le projet de recherche BIOS actuellement en cours, concernant un déversement expérimental d'hydrocarbures dans l'Arctique, devrait coûter plus de 7 millions de dollars, compte tenu des frais directs et indirects (E. Birchard, communication personnelle). Non seulement le fardeau financier est-il important, mais les informations que ces recherches permettent d'obtenir peuvent être beaucoup plus limitées que celles que l'on recueille dans les régions tempérées.

Le partage des frais de telles entreprises coûteuses entre les gouvernements et l'industrie présente des avantages évidents. Cela a d'ailleurs donné lieu à un certain nombre de programmes de recherche en coopération en vue d'effectuer des évaluations d'impact environnemental. A titre d'exemples canadiens, mentionnons le projet de la mer de Beaufort, l'étude du milieu marin de l'est de l'Arctique (EMMEA), les études biologiques faites au large du Labrador (OLABS), et le projet BIOS. Norton (1979) a donné d'autres exemples où une telle approche conjointe a été adoptée pour l'évaluation d'impact d'un projet de prospection et d'exploitation des hydrocarbures au large de l'Alaska.

Dans certains cas, cette coopération peut comporter un financement conjoint ou le partage des installations et des ressources. Pour ce qui est de cette dernière approche, plusieurs participants à l'atelier ont insisté pour que l'on tire davantage profit du «greffage» des études d'évaluation et de la recherche écologique aux programmes préliminaires de prospection et d'arpentage.

Le manque de spécialistes

Un autre handicap des études en région septentrionale, que ce soit pour la recherche fondamentale ou l'évaluation d'impact, est peut-être la pénurie de scientifiques compétents. Le milieu scientifique au Canada ne compte qu'un nombre restreint de spécialistes familiers des études arctiques et ayant de l'expérience en la matière, bien que ce nombre ait augmenté de façon notable au cours des dernières années. Cette situation prévaut d'ailleurs également en général pour les évaluations d'impact conduites dans les régions les plus peuplées du pays, mais ses conséquences sont plus graves dans le nord, car il est difficile de transposer aux régions arctiques l'expérience acquise dans le sud. Selon les propres mots de Hood (1976b), «l'expérience a montré que la plupart des déductions basées sur l'expérience acquise en dehors des régions septentrionales étaient fausses».

En supposant que la tendance au développement des régions septentrionales du Canada ne fléchisse pas, il est peu probable que nous disposions de suffisamment de spécialistes bien entraînés et expérimentés pour satisfaire aux besoins prévus. Cela pourrait d'ailleurs poser certains problèmes aux personnes chargées d'administrer les procédures d'évaluation. Dans le passé, celles-ci ont accordé la priorité à l'exécution d'une revue technique sommaire des études antérieures, effectuée par des experts indépendants. A l'avenir, il ne sera peut-être pas possible de garder en réserve des spécialistes de l'Arctique et il faudra plutôt encourager une participation maximale de toutes les personnes qualifiées qu'elles travaillent pour le gouvernement ou pour le secteur privé.

Il se peut toutefois que la pénurie de scientifiques compétents ne soit qu'une partie du problème. Comme le fait remarquer Norton (1979) à propos de l'expérience du projet Alaska/Beaufort, il a fallu déployer des efforts considérables pour convaincre les évaluateurs les mieux qualifiés de poursuivre leur travail, car l'évaluation environnementale, dans le sens classique du terme, n'était apparemment pas très stimulante du point de vue intellectuel. Les scientifiques ont été autorisés à élargir la portée de leur travail dans le cadre des besoins globaux en information pour le développement en mer. Norton écrit:

«Les biologistes sont partis en 1975 dans le but de faire des levés fondamentaux du nombre et des espèces d'organismes présents dans la mer de Beaufort; ils ont poursuivi leurs études en évaluant les relations fonctionnelles entre les organismes et leur habitat, relations qui étaient à l'origine du rassemblement d'un nombre inhabituel d'organismes en certains endroits; ils sont ensuite passés à l'évaluation des interactions trophiques de la réponse des organismes-clés à certaines agressions précises reliées au projet réalisé au large du plateau continental, ainsi que celles de leur rétablissement suite à ces perturbations.»

«Le manque de spécialistes compétents, par exemple pour la cartographie dans l'Arctique, pourrait être une sérieuse contrainte.»

«Comme les coûts élevés des études arctiques sont en grande partie dus à l'éloignement et aux conditions de vie qui y prévalent, nous devrions en profiter pour faire d'excellentes études complètes.»

«De nombreux phénomènes naturels dans l'Arctique surviennent de façon abrupte et imprévisible.»

«La glace de mer et le manteau nival dans l'Arctique sont tout simplement impossibles à prédire.»

«La forte variabilité des paramètres dans l'Arctique présente à la fois des avantages et des inconvénients. Le principal avantage est de permettre l'étude d'une activité biologique concentrée dans une zone et sur une période définie. — L'inconvénient est qu'il est difficile d'établir une base d'étude globale.»

Problèmes logistiques

L'étendue considérable de l'Arctique soulève d'importants problèmes logistiques relativement à l'objet et au lieu des études. En outre, comme de nombreux processus biotiques s'y produisent plus rapidement qu'ailleurs, le temps dont on dispose pour les études sur les lieux n'est parfois que de quelques semaines. Par conséquent, les décisions au sujet du déploiement des ressources d'étude peuvent être capitales. Par exemple, la poussée printanière du phytoplancton en un endroit donné peut ne durer qu'une semaine ou deux; il faut donc planifier soigneusement les études si l'on veut analyser la poussée au moment de la pointe de production primaire ou biomasse. Comme de nombreux phénomènes naturels sont, dans l'Arctique, fortement stochastiques (p. ex. la formation de polynies dans certaines régions ou la retraite des glaces d'hiver), il faut souvent poursuivre les études plus longtemps que prévu au début de façon à examiner les principales perturbations biotiques.

Pour l'examen des phénomènes fortement influencés par le climat et qui, par conséquent, sont caractérisés par un fort degré d'hétérogénéité spatiale, on peut sans peine avoir recours à des techniques d'étude plus synoptiques. Par exemple, les progrès les plus récents accomplis dans les techniques de télédétection, notamment l'imagerie par satellite, permettent maintenant d'identifier les polynies de façon sûre (Smith et Rigby, 1981).

Un certain nombre d'approches a été proposé pour faire face aux caractéristiques spatiales et temporelles particulières des phénomènes arctiques. Hood (1976b) propose de définir des «régions types» et d'étudier chacune d'elles en détail jusqu'à ce qu'un niveau de comprehension satisfaisant ait été atteint et que les résultats puissent être extrapolés à d'autres régions semblables. Les participants à l'atelier ont proposé d'accorder une plus grande attention, lors de la conception des études, à l'influence primordiale du microclimat sur de nombreux processus et espèces terrestres. En ce qui concerne l'environnement marin, les participants soulignent les avantages de centrer l'étude sur les communautés vivant en bordure des glaces, sur les polynies, sur les zones de remontée des eaux et sur les écosystèmes situés à proximité du rivage.

La nécessité d'une continuité

Compte tenu des coûts exorbitants et de l'immense difficulté d'obtenir des données dans ces régions reculées et hostiles, il est tentant d'organiser des études d'impact à plus court terme pour les projets de développement dans l'arctique. Toutefois, c'est précisément à cause de notre mauvaise compréhension des réactions des systèmes arctiques aux activités industrielles que nous devons poursuivre nos efforts de recherche jusqu'à ce que les questions les plus urgentes aient été réglées. Dans ce contexte, les projets arctiques sont tout désignés pour faire l'objet d'études expérimentales, comme examiné plus haut dans le présent rapport. Même le promoteur le plus optimiste d'un projet de mise en valeur dans les régions arctiques ne peut que considérer nombre d'opérations prévues dans l'Extrême-Arctique comme expérimentales par nature. Le projet-pilote de l'Arctique, un projet de transport de gaz naturel sous forme liquéfiée par méthaniers à partir de l'Extrême-Arctique sur une base annuelle, pourrait être un exemple d'une telle expérience en grandeur réelle mais à échelle réduite. Il est généralement admis que nous ne possédons ni les connaissances ni l'expérience nécessaires pour prévoir les répercussions sur les mammifères marins arctiques du bruit fait par les gros navires. Nous ne connaissons pas non plus les effets de la présence de zones d'eau libre laissées après le passage des navires dans un environnement normalement complètement recouvert de glace. Pour de tels cas, seuls les résultats d'expériences en grandeur réelle peuvent permettre de répondre aux nombreuses questions capitales qui se posent en matière d'écologie.

LES CARACTÉRISTIQUES UNIQUES DES ÉCOSYSTÈMES ARCTIQUES

«Le milieu marin arctique soulève en effet un problème taxonomique, mais en se basant sur la fonction écologique, ce problème pourrait être plus simple que ne le laisse croire le nombre des espèces (tel qu'indiqué par la morphologie).»

«Il me semble que les écosystèmes arctiques ont des composantes bien distinctes et sont ainsi plus faciles à classer et à délimiter sur le papier.»

«Le remplacement d'un habitat détruit dans les écosystèmes terrestres arctiques ne figure pas parmi les options offertes.»

«Dans l'Arctique, on trouve souvent des populations concentrées en colonies, en troupeaux ou en bancs, qui représentent une importante proportion du stock mondial total des espèces en question.»

«La faible productivité des eaux arctiques est due principalement à la mauvaise circulation des éléments nutritifs et du carbone; ceux-ci restent enfermés bien en-dessous de la zone euphotique.»

Les écosystèmes arctiques sont soumis aux mêmes grands principes fonctionnels que ceux observés dans les écosystèmes tropicaux et tempérés. Toutefois, ils présentent des variations susceptibles d'avoir des répercussions sur les évaluations environnementales.

La productivité primaire marine constitue un excellent exemple des variations observées. La prolifération printa-

nière des algues, période d'accumulation maximale de la biomasse, est brève mais extrêmement importante pour les systèmes marins arctiques car elle fournit l'énergie nécessaire au fonctionnement de l'ensemble de la structure trophique marine. La prolifération est régie principalement par trois facteurs, soit la disponibilité des éléments nutritifs, la lumière et la stabilité de la colonne d'eau. Au départ, on pourrait s'attendre à ce que la «vague» de production du phytoplancton se déplace vers le nord à mesure que les journées allongent et que, avec l'arrivée de l'été, la lumière du soleil se fait plus directe, mais la stabilité de la colonne d'eau, qui dépend en grande partie de la glace, joue un rôle important dans la modification de ce patron. Donc, en général, la prolifération a lieu plus tôt dans les eaux superficielles stables que dans les eaux libres turbulentes, même si les eaux stables se trouvent beaucoup plus au nord.

Le fait que la prolifération printanière de phytoplancton se fait de façon irrégulière peut, en fait, prolonger la période durant laquelle la production de la biomasse est à son sommet, à l'échelon régional. Ce fait peut avoir son importance pour les espèces fauniques qui occupent les échelons supérieurs de la structure trophique et qui, grâce à leurs aires de répartition étendues, sont en mesure de profiter continuellement des proliférations locales d'algues ainsi que des productions secondaires connexes.

Un certain nombre de participants à l'atelier ont fait remarquer que cette prolifération printanière pouvait être difficile à étudier pour deux raisons. D'abord, comme elle s'étend sur une période relativement brève et ne peut être entièrement prévue, il peut arriver de manquer la prolifération aux endroits prévus pour son étude, ou il peut être nécessaire de passer un temps fou à un certain endroit pour attendre le début de la prolifération. En deuxième lieu, la poussée survient souvent pendant la période de débâcle printanière, période la plus difficile de la saison de recherche en mer dans l'Arctique d'un point de vue logistique. En effet, la glace y est souvent trop altérée pour servir de plate-forme d'étude sûre, tout en pouvant être suffisamment dense, à certains endroits, pour empêcher la navigation. Selon certains participants, un effort d'étude concentré sur la prolifération printanière pourrait nécessiter un investissement important en temps d'hélicoptère, seul moyen sûr d'effectuer des essais sur une large superficie pendant une courte période en présence de conditions de glace hostiles. Cela dit, la nécessité d'étudier la prolifération printanière en détail ne faisait pas l'unanimité en dépit de l'importance écologique évidente de celle-ci.

L'Arctique est également caractérisé par des chaînes alimentaires relativement courtes et des stades de vie préadulte peu prolongés. Bien que ces phénomènes ne soient pas uniques aux écosystèmes arctiques, ils offrent certains avantages pour l'étude. Par exemple, d'après les études effectuées dans la baie Prudhoe (Feder et Schamel, 1976), il apparaît que les organismes benthiques constituent la principale source alimentaire d'un grand nombre d'espèces de poissons importantes. En outre, de nombreuses espèces benthiques dans l'Arctique affichent des cycles de vie pélagiques très courts, entraînant le développement de populations relativement localisées qui dépendent avant tout d'un auto-recrutement. Ces espèces sont donc d'excellents indicateurs pour un éventuel programme de surveillance puisque (i) elles sont généralement vulnérables à la contamination par les hydrocarbures et (ii) les répercussions d'une opération seraient probablement moins masquées par un recrutement externe. L'examen de ces mêmes organismes benthiques permettrait aussi de déterminer le temps de rétablissement de nombreuses espèces arctiques qui sont lentes à atteindre la maturité sexuelle.

Des concentrations inhabituelles de biote dans l'espace et dans le temps sont également caractéristiques du milieu arctique. De nombreuses espèces de mammifères marins et d'oiseaux de mer se rassemblent en grand nombre pendant le bref été pour se reproduire et élever leur progéniture. Par exemple, environ 5,000 bélugas sont censés occuper divers secteurs du delta du MacKenzie pendant les mois d'été (Lewis, 1979). La population d'oiseaux de mer reproducteurs sur l'île du Prince-Leopold s'élève jusqu'à 600,000 individus de diverses espèces (Nettleship, 1975). De son côté, Truett (1980) fait état du passage de plusieurs millions de morues arctiques dans une lagune qui faisait l'objet d'une étude durant un été, bien que ces poissons se situaient aux niveaux inférieurs normaux d'abondance avant et après l'été en question.

Ces fortes concentrations sont vraisemblablement reliées aux niveaux élevés de production primaire pendant la poussée printanière et à la croissance subséquente des populations situées aux échelons supérieurs de la structure trophique. De toute façon, la principale préoccupation en matière d'évaluation d'impact dans l'Arctique est souvent reliée à la vulnérabilité — où et quand les espèces se concentreront-elles et dans quelle mesure risquent-elles d'être perturbées par le projet? Dans ce contexte, les mécanismes de transport dans le milieu marin arctique (tels qu'illustrés, par exemple, par les modèles de trajectoire des nappes de pétrole) acquièrent beaucoup d'importance comparativement aux répartitions connues d'organismes.

D'un point de vue pratique, il est possible d'atténuer la vulnérabilité par l'élimination des perturbations. Toutefois, cela peut limiter sérieusement la réalisation d'un projet dans le cas, par exemple, de forages en mer soupçonnés de menacer gravement certaines concentrations d'organismes. Ainsi, suite aux résultats obtenus après quelques années de surveillance des oiseaux de mer dans le cadre de l'évaluation du projet du sud du détroit de Davis (Imperial Oil Ltd. et al, 1978), il avait été proposé d'interrompre le programme de forage de prospection pendant la période de migration. Si ce conseil avait été suivi, la saison de forage de dix semaines aurait été réduite de quatre semaines! (S. Conover, communication personnelle.)

«L'un des avantages du milieu arctique réside dans l'étendue spatiale limitée des zones où ont lieu les principaux stades du cycle de vie de la faune.»

«Les possibilités de recrutement des populations arctiques perturbées son très inférieures à celles des populations des régions tempérées.»

«Bien que la longévité des espèces de l'Arctique puisse être longue, pour la plupart d'entre-elles les cycles de la vie sont brefs.»

«Il est facile, dans l'Arctique, d'éviter les périodes et les régions de productivité biotique.»

«La date et la région d'apparition de la production primaire concentrée n'ont pas nécessairement de rapport avec la présence des espèces importantes, qui sont habituellement des homéothermes.»

«L'industrie devrait profiter de l'absence d'activité biologique pendant l'hiver arctique. Le problème devient alors l'obscurité!»

ÉTALONNAGE DES PHÉNOMÈNES BIOLOGIQUES EN FONCTION DES PHÉNOMÈNES PHYSIQUES

A propos de l'importance des études relatives à l'océan Arctique, Hood (1976a) souligne que les communautés biologiques septentrionales sont «soit partiellement, soit entièrement dépendantes de la succession d'événements bien réglés dans l'Arctique». Dans tous leurs cycles évolutifs, les espèces septentrionnales se sont adaptées de façon à tirer profit au maximum de l'été arctique bref mais extrêmement productif. Toutefois, l'étalonnage des phénomènes biologiques et physiques demeure imparfait et tout «décalage» dans certains événements physiques, même de quelques jours, peut avoir des effets désastreux pour certaines espèces.

Certains auteurs ont relevé les effets graves que les années d'accumulation inhabituelle de glace ont eu sur certaines espèces. Par exemple, selon Milne (1976), «la forte couverture glacielle au printemps de 1974 semble avoir eu des répercussions presque catastrophiques sur les formes de vie supérieures; les oies blanches n'ont pu, par exemple, se reproduire avec succès, la croissance des phoques annelés a été retardée et le nombre d'ours affamés a augmenté». Stirling et al, (1981) rapportent que la population de phoques annelés, au cours de cette même année, a diminué d'environ 50% et que leur reproduction a été réduite d'environ 90%.

De la même façon Brown et Nettleship (1981) rapportent que lorsque la polynie située à l'extrémité orientale du détroit de Lancaster ne s'est pas formée en 1978, seulement 10 à 20% de certaines espèces d'oiseaux de mer grégaires ont tenté de se reproduire, probablement à cause de la réduction soudaine des approvisionnements alimentaires. Bien sûr, il est évident que les espèces ont été en mesure de s'adapter à de telles réductions désastreuses dans leur population, mais la question demeure de savoir quels sont les effets à long terme des grosses perturbations provoquées par l'homme, notamment lorsque ces perturbations surviennent en même temps que, ou immédiatement après, de telles catastrophes naturelles.

Il semble qu'il ne soit pas moins difficile de prévoir les changements survenant dans les phénomènes physiques dans l'Arctique, notamment les phénomènes fortement influencés par le climat, que de prévoir les changements dans les variables biologiques. Cela semble certes le cas de la formation et de la distribution des glaces, ainsi que de la débâcle, phénomènes extrêmement variables d'une année à l'autre.

PHÉNOMÈNES CONNEXES AU GLACIEL

Selon Dunbar (1981), «tant la présence que l'absence de glace dans le nord ont une importance biologique particulière». Dans les pages suivantes, nous traiterons de trois phénomènes reliés au glaciel — la production primaire épontique (sous la glace), les écosystèmes de lisière de glace et les polynies.

La production primaire sous la glace de mer

La présence de la glace a, entre autres, les trois effets suivants sur la production primaire marine, soit i) elle réduit la luminosité, limitant ainsi la production de phytoplancton dans la colonne d'eau, ii) elle stabilise la colonne d'eau, notamment en surface, favorisant ainsi la production, et iii) elle permet aux algues épontiques de s'attacher à sa surface inférieure, favorisant ainsi la production. La prolifération de la communauté d'algues épontique (quelquefois appelée «communauté benthique renversée», qui comprend la faune connexe) est beaucoup plus caractéristique de la «vague» provenant du sud en direction nord, à mesure que le printemps avance, et elle précède habituellement la prolifération du phytoplancton dans les eaux libres proches. Ainsi, la durée totale et la production de la prolifération printanière (production primaire marine) à un endroit particulier où il y a de la glace peuvent être considérablement accrues. On a estimé que la production primaire épontique pouvait compter pour jusqu'à un quart de la production primaire marine dans certains secteurs de l'Arctique.

Les écosystèmes de lisière des glaces

La lisière de la glace de mer est une zone active pour ce qui est du biote. La production primaire est relativement prononcée à l'interface eau-glace, où elle supporte une variété d'organismes situés aux échelons supérieurs du réseau trophique, notamment la morue arctique, des oiseaux de mer et des mammifères marins (Dunbar, 1981). Au début du printemps, les chenaux d'eau libre sont particulièrement importants du fait qu'ils créent, dans un milieu autrement recouvert de glace, une lisière de glace très étendue qui semble avoir une grande importance pour les oiseaux de mer migrateurs.

Ce phénomène est également important lorsque l'on considère les répercussions éventuelles d'un déversement d'hydrocarbures. Par exemple, il a été démontré que les hydrocarbures, lorsqu'ils sont déversés sous la glace, finissent toujours par remonter à la surface et à s'accumuler dans les régions d'eau libre, y compris dans les chenaux (Lewis, 1979). Il est également évident qu'un déversement en eau libre peut s'accumuler le long d'une lisière de glace.

Du point de vue des priorités d'étude en évaluation d'incidence environnementale des aménagements marins arctiques, l'écosystème de lisière de glace se place donc au même rang que les communautés littorales, puisque tous deux constituent des secteurs qui risquent de supporter le plus gros du choc de tout déversment majeur.

Les polynies

Les polynies sont des zones d'eau libre entourées de glace. Elles peuvent demeurer libres pendant toute l'année ou une partie de l'année seulement et peuvent réapparaître environ au même endroit d'une année à l'autre (polynies récurrentes). Des polynies particulières ont été étudiées pendant un certain temps; toutefois, les travaux récents effectués par Stirling et Cleator (1981) sont le premier recensement complet des polynies dans l'Arctique canadien. Bien que les mécanismes précis qui mènent à la formation de chaque polynie puissent varier, on considère que celles-ci résultent des vents, des courants, des remontées ainsi que du brassage vertical.

Ces polynies sont importantes en tant que refuges pour une grande variété d'oiseaux de mer et de mammifères marins qui profitent de la présence plus facilement accessible de l'air, de l'eau et de la glace ainsi que d'une production supérieure possible. Par exemple, Brown et Nettleship (1981) ont montré qu'il y a un rapport distinct entre la distribution des principales colonies de la plupart des oiseaux de mer arctiques et la présence de polynies, que l'on présume relié aux avantages que représentent les eaux libres du point de vue alimentaire, pendant les premiers stades de la reproduction.

L'importance éventuelle des polynies, lorsque l'on considère les effets du transport maritime dans le nord ou d'un gros déversement d'hydrocarbures, apparaît avec évidence. Selon Stirling et al. (1981), «un déversement ou une éruption d'hydrocarbures dans une polynie pourrait être particulièrement dévastateur pour des espèces dont la répartition hivernale est restreinte, si l'existence de polynies non perturbées pour leur alimentation ou leur respiration est capitale pour leur survie».

REMARQUES FINALES

Au cours des discussions concernant l'élaboration de stratégies d'étude (chapitre 9), il a été suggéré que les études d'évaluation pourraient être considérablement améliorées sans pour autant se lancer sur les «rivages inexplorés de la science». Cela est probablement vrai pour les évaluations exécutées dans les régions tempérées du pays, où il semble que l'on ne tire guère parti des connaissances fondamentales de phénomènes bien connus. Toutefois, comme en témoigne l'aperçu ci-dessus, dans l'Arctique, nous avons souvent affaire à des écosystèmes uniques au sujet desquels nos connaissances sont plus limitées. Cette ignorance en soi devrait rendre évidente l'importance de tout impact éventuel dans de tels systèmes. Il faudrait commencer à combiner la recherche fondamentale et les études d'évaluation dans l'Arctique, bien que les motifs présidant à chacune d'elles soient tout à fait différents.

Les chercheurs avisés tablent sur l'intérêt puissant soulevé par le développement de l'Arctique en modifiant leurs programmes en fonction de certains aspects des études d'évaluation d'impact, et s'assurent par-là des fonds et un accès à des plates-formes de recherche qui, autrement, pourraient ne pas être disponibles. Ceux qui se limitent à des approches plus traditionnelles sont peut-être en train de laisser échapper une belle occasion.

En ce qui concerne l'évaluation d'impact dans l'Arctique, ces quelques mots de M.J. Dunbar, cités par Livingston (1981), sont particulièrement pertinents:

> «... le plus important, c'est la recherche fondamentale, et cela aurait dû être évident dès le début. Il y a une école de pensée qui pense que l'étude d'impact idéale, qui réussit à prévoir de façon précise les effets d'accidents ou des rejets industriels, est impossible. Il est néanmoins devenu évident, même aux esprits les plus réfractaires, que, pour arriver à prévoir encore mieux ces répercussions, il est nécessaire de connaître précisément et simplement comment la nature fonctionne dans le contexte considéré. Ce dont nous avons besoin, c'est de connaissances de base et non d'un jargon «intégré, interdisciplinaire et axé sur la mission».»
>
> *«Comme de nombreux impacts dans l'Arctique sont catastrophiques, les possibilités de faire des expériences pour étudier ces effets d'avance sont limitées.»*
>
> *«Le milieu marin benthique arctique est très prévisible.»*
>
> *«A cause des extrêmes si marqués des paramètres biologiques dans l'Arctique, il me semble que ceux-ci devraient être plus faciles* à étudier.»
>
> *«Les répercussions socio-politiques de la question de la pollution dans les régions septentrionales sont souvent une contrainte majeure dans les études d'évaluation d'impact dans l'Arctique. Nous ne pouvons mettre des colliers-émetteurs aux caribous, car les autochtones ne le veulent pas.»*
>
> *«En général, on peut dire que les secteurs recouverts de glace annuelle sont plus productifs que les zones de glace pluri-annuelle.»*
>
> *«Une fois connues les relations et associations entre les animaux et la glace, il peut être très utile d'établir des prévisions à partir des types de glace.»*

BIBLIOGRAPHIE

Adams, C. 1981. *The Process of Environmental Impact Assessment in the Provinces of Canada: A Comparative Study*. Rapport de stage n° 12, Service d'analyse des études d'impact, ministère de l'Environnement, gouvernement du Québec, Sainte-Foy (Québec). 104 p.

Airphoto Analysis Associates Consultants Limited, and Beak Consultants Limited. 1976. *Upper Salmon/Cat Arm: Environmental Impact Assessment (Preliminary)*. Airphoto Analysis Associates Consultants Limited, Toronto (Ontario). 220 p.

Alexander, C.S. 1976. *Environmental Law in Canada: Some Observations*. Environment Under Fire: Comptes rendus de la 17e**xx assemblée annuelle de la Can. Soc. Environ. Biologists, p. 45-57. Special Edition, Newsletter/Bulletin 33, Can. Soc. Environ. Biol., Toronto (Ontario).

Andrews, R.N.L. 1973. *A Philosophy of Environmental Impact Assessment*. J. Soil and Water Conserv. 28:197-203.

Andrews, R.N.L., P. Cromwell, G.A. Enk, E.G. Farnworth, J.R. Hibbs and V.L. Sharp. 1977. *Substantive Guidance for Environmental Impact Assessment: An Exploratory Study*. The Institute of Ecology, Washington (D.C.). 79 p.

Anonyme. 1972. *Recherches poursuivies dans le cadre du programme écologique et social, Pipelines du Nord*. Rapport n° 72-1, Comité écologique et social, Pipelines du Nord, Groupe de travail sur l'exploitation du pétrole dans le Nord. Ministère des Affaires indiennes et du Nord; Energie, Mines et Ressources; Environnement; Ottawa. 109 p.

Anonyme. 1974. *Report of NOAA Scientific and Technical Committee on Marine Environmental Assessment*. National Oceanic and Atmospheric Admin., U.S. Department of Commerce, Rockville (Maryland). 100 p.

Anonyme. 1975. *Georges Bank Conference: Marine Environmental Assessment Needs on the Georges Bank Related to Petroleum Exploration and Development*. Proc., Conf. and Workshop, May, 1975, Bentley College, Waltham (Massachusetts). New England Natural Resources Center.

Anonyme. 1977. *Prospective d'environnement au Canada: étude des lois et des procédés en vigueur*. Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement, Victoria (Colombie-Britannique). 33 p.

Anonyme. 1980a. *Biological Evaluation of Environment Impacts*. Sump. Proc., FWS/OBS — 80/26, U.S. Fish and Wildlife Service, Dept. of the Interior, and Council on Environmental Quality, Washington (D.C.). 237 p.

Anonyme. 1980b. *Fisheries Ecology: Some Constraints that Impede Advances in our Understanding*. National Academy of Sciences, Washington (D.C.). 16 p.

Anonyme. 1981a. *Consultation on the Consequences of Offshore Oil Production on Offshore Fish Stocks and Fishing Operations*. Canadian Atl. Fish. Sci. Adv. Comm. Research Document 81/8, CAFSAC Marine Environ. and Ecosystems Subcommittee, Institut océanographique de Bedford, Dartmouth (Nouvelle-Ecosse). 119 p.

Anonyme. 1981b. *Post-development Audits to Test Effectiveness of Environmental Impact Prediction Methods and Techniques*. Draft Interim Research Report, Project Appraisal for Development Control, Dept. of Geography, University of Aberdeen, Aberdeen, Scotland. 44 p.

Auerbach, S.I. 1978. *Current Perceptions and Applicability of Ecosystem Analysis to Impact Assessment*. Ohio J. Sci. 78:163-174.

Averett, R.C. 1981. *Species Diversity and its Measurement*. Biota and Biological Parameters as Environmental Indicators (P.E. Greeson, ed.), p. B3 — B6. Geol. Survey Circ. 848-B, U.S. Geol. Survey, U.S. Dept. of Interior, Washington (D.C.).

Bacow, L.S. 1980. *The Technical and Judgmental Dimensions of Impact Assessment*. EIA Review 1:109-124.

Baker, J.M. 1971. *Studies on Saltmarsh Communities — Successive Spillages*. The Ecological Effects of Oil Pollution on Littoral (E.B. Cowell, ed.), p. 21-32. Institute of Petroleum, London.

Baker, J.M. 1976. *Biological Monitoring — Principles, Methods and Difficulties*. Marine Ecology and Pollution (J.M. Baker, ed.), p. 41-53. John Wiley and Sons, Inc., New York.

Barnthouse, L.W. and W. Van Winkle. 1980. *Modeling Tools for Ecological Impact Evaluation*. Strategies for Ecological Effects Assessment at DOE Energy Activity Sites (Sanders et al.). p. 271-313. Environ. Sci. Div. Publ. No. 1639, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge (Tennessee).

Baxter, R.M. 1977. *Environmental Effects of Dams and Impoundments*. Ann. Rev. Ecol. Syst. 8:255-283.

Baxter, R.M. and P. Glaude. 1980. *Environmental Effects of Dams and Impoundments in Canada: Experience and Prospects*. Can. Bull. Fish. Aquat. Sci. 205. 34 p.

Beak Consultants Limited. 1977. *Environmental Impact Assessment and Management Strategy: Wreck Cove Hydroelectric Project*. Nova Scotia Power Corporation, Halifax (Nouvelle-Ecosse).

Beak Consultants Limited. 1979. *Environmental Impact Statement: Kitts-Michelin Project.* Brinex (British Newfoundland Exploration Limited), Mississauga (Ontario).

Beak Consultants Limited. 1980. *Fisheries Investigations for the Upper Salmon Hydroelectric Development.* Newfoundland and Labrador Hydro, St-Jean (Terre-Neuve). 95 p. append.

Beak Consultants Limited. 1981. *Fisheries Investigations for the Upper Salmon Hydroelectric Development. Phase IV: Salmonid Migration Studies on the West Salmon River.* Newfoundland and Labrador Hydro, St-Jean (Terre-Neuve). 80 p. append.

Beanlands, G.E. and P.N. Duinker. 1981. *The Ecological Basis for Environmental Impact Assessment in Canada — Progress Report.* Inst. Resources and Environ. Studies, Université Dalhousie, Halifax (Nouvelle-Ecosse). 110 p.

Bella, D.A. and W.S. Overton. 1972. *Environmental Planning and Ecological Possibilities.* J. San. Eng. Div., Am. Soc. Civ. Eng. 98:579-592.

BFEE. 1978. *Rapport de la Commission d'évaluation environnementale: forage hauturier dans l'est de l'artique (sud du détroit de Davis).* Bureau fédéral d'examen des évaluations environnementales, Ottawa (Ontario).

Boesch, D.F. 1980. *Evaluating Impacts on Continental Shelf Environments: Concepts and Prospects.* Symp. Proc., Biological Evaluation of Environmental Impacts, p. 159-169. FWS/OBS-80/26, Council on Environ Quality, and Fish and Wildl. Service, U.S. Dept. of the Interior, Washington (D.C.).

Brown, R.G.B. et D.N. Nettleship. 1981. *Importance biologique des polynies pour les oiseaux de mer coloniaux de l'Arctique.* Les polynies dans l'Arctique canadien (I. Stirling et H. Cleator, eds.), p. 59-66. Publication hors-série n° 45, Service canadien de la faune, Environnement Canada, Ottawa.

Brown, R.G.B., D.N. Nettleship, P. Germain, C.E. Tull et T. Davis. 1975. *Atlas des oiseaux de mer de l'est du Canada.* Service canadien de la faune, Information Canada, Ottawa. 220 p.

Brungs, W.A. 1980. *Evaluation of Chronic and Sublethal Toxic Effects in the Assessment of Aquatic Environmental Impact.* Symp. Proc., Biological Evaluation of Environmental Impacts, p. 66-72. FWS/OBS-80/26, Council on Environ. Quality, and Fish and Wildl. Services, U.S. Dept. of the Interior, Washington (D.C.).

Buffington, J.D., R.K. Shawma and J.T. McFadden. 1980. *Assessment of Ecological Damage: Consensus.* Symp. Proc., Biological Evaluation of Environmental Impacts, p. 25-32. FWS/OBS-80/26, Council on Environ. Quality, and Fish and Wildl. Services, U.S. Dept. of the Interior, Washington (D.C.).

Cairns, J. Jr. 1975. *Critical Species, Including Man, Within the Biosphere.* Naturwissenschaften 62:193-199.

Cairns, J. Jr. (ed.) 1980. *The Recovery Process in Damaged Ecosystems.* Ann Arbor Science Publ. Inc., Ann Arbor (Michigan). 167 p.

Cairns, J. Jr. and K.L. Dickson. 1980. *Risk Analysis for Aquatic Ecosystems.* Symp. Proc., Biological Evaluation of Environmental Impacts, p. 73-83. FWS/OBS-80/26, Council on Environ. Quality, and Fish and Wildl. Service, U.S. Dept. of the Interior, Washington (D.C.).

Carpenter, R.A. 1976. *The Scientific Basis of NEPA — is it Adequate* Environ. Law Reporter 6:50014-50019.

Carpenter, R.A. 1980. *Using Ecological Knowledge for Development Planning.* Environ. Mgmt. 4:13-20.

Christensen, S.W., W. Van Winkle and J.S. Mattice. 1976. *Defining and Determining the Significance of Impacts: Concepts and Methods.* Proc., Workshop on the Biological Significance of Environmental Impacts (R.K. Sharma, J.D. Buffington and J.T. McFadden, eds.), p. 191-219. NR-CONF-002, Nuclear Regulatory Commission, Washington (D.C.).

Clasby, R.C., V. Alexander and R. Horner. 1976. *Primary Productivity of Sea-ice Algae.* Assessment of the Arctic Marine Environment (D.W. Hood and D.C. Burrell, eds.), p. 289-304. Inst. of Marine Science, Univ. of Alaska, Fairbanks (Alaska).

Coleman, D.J. 1977. *Environmental Impact Assessment Methodologies: a Critical Review.* Environmental Impact Assessment in Canada: Processes and Approaches (M. Plewes and J.B.R. Whitney, eds.), p. 35-59. Publ. No. EE-5, Institute for Environmental Studies, Univ. of Toronto, Toronto.

Commission d'évaluation environnementale sur la mer de Beaufort. 1981. *Production éventuelle d'hydrocarbures dans la mer de Beaufort.* Directives sur la rédaction d'un énoncé des incidences environnementales. Bureau fédéral d'examen des évaluations environnementales, Ottawa (Ontario). 36 p. annexes.

Committee on the Atmosphere and the Biosphere (Board on Agriculture and Renewable Resources, Commission on Natural Resources, National Research Council). 1981. *Atmosphere-Biosphere Interactions: Toward a Better Understanding of the Ecological Consequence of Fossil Fuel Combustion.* National Academy Press, Washington (D.C.). 263 p.

Cooper, C.F. 1976a. *Ecosystem Models and Environmental Policy.* Simulation 26:133-138.

Cooper, C.F. and P.H. Zedler. 1980. *Ecological Assessment for Regional Development.* J. Environ. Mgmt. 10:285-296.

Cooper, W.E. 1976b. *Ecological effects.* Proc., Symp. Proc., Biological Evaluation of Environmental Impacts, p. 12-19. FWS/OBS 80/26, Council on Environ. Quality, and Fish and Wildl. Service, U.S. Dept. of the Interior, Washington (D.C.).

Cooper, W.E. 1980. *Scientific Logic and the Environmental Review Process*. Symp. Proc., Biological Evaluation of Environmental Impacts, p. 12-19. FEWS/OBS-80/26, Council of Environ. Quality, and Fish and Wildl. Service, U.S. Dept. of the Interior, Washington (D.C.).

Couch, W.J. (ed.). 1982. *L'évaluation environnementale au Canada: 1982 Sommaire des pratiques actuelles*. Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement, Ottawa (Ontario). 35 p.

Council on Environmental Quality. 1980. *Environmental Quality — The Eleventh Annual Report of the Council on Environmental Quality*. U.S. Government Printing Office, Washington (D.C.). 497 p.

Cowell, E.B. 1978. *Ecological Monitoring as a Management Tool in Industry*. Ocean Manage. 4:273-285.

Cowell, E.B. and D.C. Monk. 1979. *Problems in Ecological Monitoring in Port Valdez, Alaska*. Proc., 1979 Oil Spill Conference, p. 713-717. Publ. No. 4308, American Petroleum Institute, Washington (D.C.).

Cowell, E.B. and W.J. Syratt. 1979. *A technique for Assessing Ecological Damage to the Intertidal Zone of Rocky Shores for Which no Previous Baseline Data is Available*. Proc., Ecological Damage Assessment Conference, p. 29-39. Soc. petro. Ind. Biologists, Los Angeles (Calif.).

Cox, G.V., A. Barnett, J.R. Gould, K.G. Hay, J. Hirota, C.D. McAuliffe and A.D. Michael. 1980. *Oil Spill Studies: Strategies and Techniques*. American Petroleum Institute, Washington (D.C.) 150 p.

Cunningham, R.S. 1982. *The Wreck Cove Hydroelectric Development: An Evaluation of the Environmental Impact Assessment*. Manuscript, Institute for Resource and Environmental Studies, Université Dalhousie, Halifax (Nouvelle-Ecosse). 53 p.

DeAngelis, D.A. 1980. *Energy Flow, Nutrient Cycling, and Ecosystem Resilience*. Ecology 61:764-771.

Dooley, J.E. 1979. *A framework for Environmental Impact Identification*. J. Environ. Mgmt. 9:279-287.

Duffy, P.J.B. 1979. *The Application of Ecological Land Classification to Environmental Impact Assessment*. Applications de la classification écologique (biophysique) du territoire au Canada. (C.D.A. Rubec, ed.), p. 91-99. Série de la classification écologique du territoire N°*xx 7, Direction générale des terres, Environnement Canada, Ottawa (Ontario).

Dunbar, M.J. 1976. *Man in the Polar Marine Ecosystem*. Assessment of the Arctic Marine Environment (D.W. Hood and D.C. Burrell, eds.), p. 11-22. Inst. of Marine Science Univ. of Alaska, Fairbanks (Alaska).

Dunbar, M.J. 1981. *Causes physiques et importance biologique des polynies et autres étendues d'eau libre dans la glace de mer*. Les polynies dans l'Arctique canadien (I. Stirling et H. Cleator, eds.), p. 29-44. Publication hors-série n° 45, Service canadien de la faune, Environnement Canada, Ottawa.

Eberhardt, L.L. 1976. *Quantitative Ecology and Impact Assessment*. J. Environ. Mgmt. 4:27-70.

Ebarhardt, L.L. 1978. *Appraising Variability in Population Studies*. J. Wildl. Manage. 42:207-238.

Eedy, W. and K. Schiefer. 1977. *Innovative Assessment Technology Allows More Accurate Prediction*. Reprinted from Canadian Pulp and Paper Industry, vol. 30, No. 16. 3 p.

Eedy, W., K. Schiefer, J. Rowsell and R. McCoy. 1979. *Application of Ecological (Biophysical) Land Classification in the Environmental Assessment Process: Examples from Various Types of Resources Developments across Canada*. Applications de la classification écologique (biophysique) du territoire au Canada (C.D.A. Rubec, ed.), p. 221-237. Série de la classification écologique du territoire n° 7, Direction générale des terres, Environnement Canada, Ottawa (Ontario).

Efford, I.E. 1975. *Assessment of the Impact of Hydro-dams*. J. Fish. Res. Board Can. 32:196-209.

Efford, I.E. 1976. *Problems Associated with Environmental Impact Studies in Canada*. Proc., Workshop on the Biological Significance of Environmental Impacts (R.K. Sharma, J.D. Buffington and J.T. McFadden, eds.), p. 25-41. NR-CONF-002, U.S. Nuclear Regulatory Commission, Washington (D.C.).

Eldorado Nucléaire Limitée. 1979. *Environmental Impact Statement for a Uranium Refinery in Corman Park R.M.*, Saskatchewan. Eldorado Nucléaire Limitée, Toronto (Ontario).

Emond, D.P. 1978. *Environmental Assessment Law in Canada*. Emond-Montgomery Ltd., Toronto (Ontario). 380 p.

Fahey, J. 1978. *The Biological Component of Environmental Assessment: Concepts and Case Studies*. Thèse de doctorat, University of California at Los Angeles (Californie). 272 p.

Feder, H.M. and Schamel. 1976. *Shallow-water Benthic Fauna of Prudhoe Bay*. Assessment of the Arctic Marine Environment (D.W. Hood and D.C. Burrell, eds.), p. 329-360. Inst. of Marine Science, Univ. of Alaska, Fairbanks (Alaska).

Flora, M.D. and P.C. Rosendahl. 1982. *Response of Specific Conductance to Environmental Conditions in the Everglades National Park, Florida*. Water, Air, and Soil Pollution 17:51-59.

Foothills Pipe Lines (South Yukon) Ltd. 1979. *Environmental Impact Statement for the Alaska Highway Gas Pipeline Project*. Foothills Pipe Lines (South Yukon) Ltd., Whitehorse (Yukon).

Foothills Pipe Lines (South Yukon) Ltd. 1981. *Exploitation of Fish and Wildlife*. Submission 5-4, Addendum to the Environmental Impact Statement for the Yukon Section of the Alaska Highway Gas Pipeline. Foothills Pipe Lines (South Yukon) Ltd., Whitehorse (Yukon).

Fritz, E.S., P.J. Rago and I.P. Murarka. 1980. *Strategy for Assessing Impacts of Power Plants on Fish and Shellfish Populations*. FWS/OBS-80/34, National Power Plant Team, Office of Biological Services, Fish and Wildlife Service, U.S. Dept. of the Interior, Ann Arbor (Michigan). 68 p.

Gantcheff, G., P. Normandeau et P. Glaude. 1979. *Les applications de l'inventaire écologique de la Baie James: Une apprèciation de gestionnaire*. Etudes de fond sur les applications de la classification écologique du territoire au Canada. (C.D.A. Rubec, ed.), p. 239-249, Série de la classification écologique du territoire nº 7, Direction des terres, Environnement Canada, Ottawa (Ontario).

Giddings, J.M. 1980. *Field Experiments*. Strategies for Ecological Effects Assessment at DOE Energy Activity Sites (Sanders et al.), p. 315-331. Environ. Sci. Div. Publ. Nº. 1639, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge (Tennessee).

Gilliland, M.W. and P.G. Risser. 1977. *The Use of Systems Diagrams for Environmental Impact Assessment: Procedures and an Application*. Ecol. Modelling 3:183-209.

Gore, K.L., J.M. Thomas and D.G. Watson. 1979. *Quantitative Evaluation of Environmental Impact Assessment, Based on Aquatic Monitoring Programs at Three Nuclear Power Plants*. J. Environ. Mgmt. 8:1-7.

Green, R.H. 1979. *Sampling Design and Statistical Methods for Environmental Biologists*. John Wiley and Sons, Inc., Toronto. 257 p.

Groupe de travail du Service de la conservation de l'environnement. 1981. *Directives des relevés écologiques du territoire en vue de l'analyse des incidences environnementales*. Série de la classification écologique du territoire nº 13. Direction générale des terres (Environnement Canada) et Bureau fédéral d'examen des évaluations environnementales, Ottawa (Ontario). 42 p.

Gulf Canada Resources Inc. 1980. *Environmental Impact Assessment: Foothills Project, Alberta*. Gulf Canada Resources Inc., Calgary (Alberta).

Hall, C.A.S., R. Howarth, B. Moore III and C.J. Vorosmarty. 1978. *Environmental Impacts of Industrial Energy Systems in the Coastal Zone*. Ann. Rev. Energy 3:395-475.

Hammond, K.R. 1978. *Toward Increasing Competence of thought in Public Policy formation*. In Judgment and Decision in Public Policy Formation (K.R. Hammond, ed.), pp. 11-32. Westview Press, Boulder, Colorado.

Hartzbank, D.J. and A. McCusker. 1979. *Establishing Criteria for Offshore Sampling Design*. Proc., Ecological Damage Assessment Conference, p. 59-78. Society of Petroleum Industry Biologists, Los Ageles (Calif.).

Hatch Associates Ltd. 1981. *Proposed Electrolytic Zinc Reduction Plant, Belledune, New Brunswick: Environmental Impact Assessment*. Brunswick Mining and Smelting Corporation Limited, Belledune (New Brunswick).

Health, R.T. 1979. *Holistic Study of an Aquatic Microcosm: Theoretical and Practical Implications*. Intern. J. Environ. Studies 13:87-93.

Hilborn, R. 1979. *Some Failures and Successes in Applying Systems Analysis to Ecological Systems*. J. Applied Systems Analysis 6:25-31.

Hilborn, R., C.S. Holling and C.J. Walters. 1980. *Managing the Unknown: Approaches to Ecological Policy Design*. Symp. Proc., Biological Evaluation of Environmental Impacts, P. 103-113. FWS/OBS-80/26, Council on Environ. Quality, and Fish and Wildl. Service, U.S. Dept. of the Interior, Washington (D.C.).

Hilborn, R. and C. Walters. 1981. *Some Pitfalls of Environmental Baseline and Process Studies*. Rep. No. 3 Cooperative Fisheries Research Unit, Inst. of Animal Resource Ecology, University of British Columbia, Vancouver (C.B.). 8 p.

Hinckley, A.D. 1980. *Guidelines for Ecological Evaluation*. Symp. Proc., Biological Evaluation of Environmental Impacts, p. 33-39. FWS/OBS-80/26, Council on Environ. Quality, and Fish and Wildl. Service, U.S. Dept. of the Interior, Washington (D.C.).

Hipel, K.W., D.P. Lettenmaier, and A.I. McLeod. 1978. *Assessment of Environmental Impacts*. Part I: intervention analysis. Environmental Management 2:529-535.

Hirsch, A. 1980. *The Baseline Study as a Tool in Environmental Impact Assessment*. Symp. Proc., Biological Evaluation of Environmental Impacts, P. 84-93. FWS/OBS-80/26, Council on Environ. Quality, and Fish and Wildl. Service, U.S. Dept. of the Interior, Washington (D.C.).

Holling, C.S. 1973. *Resilience and Stability of Ecological Systems*. Ann. Rev. Ecol. Syst. 4:1-23.

Holling, C.S. (ed.) 1978. *Adaptive Environmental Assessment and Management*. No. 3, Int. Ser. on Applied Systems Analysis, Int. Inst. for Applied Systems Analysis. John Wiley and Sons, Toronto (Ontario). 377 p.

Holling, C.S. and M.A. Goldberg. 1971. *Ecology and Planning*. J. Am. Inst. Planners 37:221-230.

Hood, D.W. 1976a. *Introduction: A Statement of the Problem*. Assessment of the Arctic Marine Environment (D.W. Hood and D.C. Burrell, eds.), p. 3-10. Inst. of Marine Science, Univ. of Alaska, Farbanks (Alaska.

Hood, D.W. 1976b. *Bearing North to the Future*. Assessment of the Arctic Marine Environment (D.W. Hood and

D.C. Burrell, eds.), p. 465-468. Inst. of Marine Science, Univ. of Alaska, Fairbanks (Alaska).

IMCO/FAO/UNESCO/WMO/WHO/IAEA/UN/UNEP *Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution (GESAMP)*. 1980. Monitoring Biological Variables Related to Marine Pollution. Rep. and Stud. No. 12, UNESCO, Paris. 22 pp.

Imperial Oil Limited, Aquitaine Co. of Canada Ltd., and Canada-Cities Service Ltd. 1978. *Summary: Environmental Impact Statement for Exploratory Drilling in Davis Strait Region.*

Imperial Oil Limited, Aquitaine Co. of Canada Ltd., and Canada-Cities Service Ltd. 1979. *Supplement: Environmental Impact Statement for Exploratory Drilling in Davis Strait Region.*

Inhaber, H. 1977. *Indices of Environmental Quality and their Use in Environmental Assessment*. Environmental Impact Assessment in Canada: Processes and Approaches (M. Plewes and J.B.R. Whitney, eds.), p. 99-107. Publ. No. EE-5, Institute for Environmental Studies, Univ. of Toronto, Toronto (Ontario).

Jeffers, J.N.R. 1974. *Future Prospects of Systems Analysis in Ecology*. Proc., 1st Intern. Cong. of Ecology, p. 255-259. Centre for Agric. Publ. and Doc., Wageningen.

Jones, M.L., R.R. Everitt, N.C. Sonntag and M.J. Staley. 1980. *Report of the Liard Hydroelectric Development Mackenzie Delta Modelling Workshop*. Environmental and Social Systems Analysts Ltd. (ESSA), Vancouver (C.B.). 91 p.

Kumar, K.D. 1980. *Statistical Considerations*. Strategies for Ecological Effects Assessment at DOE Energy Activity Sites (Sanders et al.), p. 333-348. Environ. Sci. Div. Publ. No. 1639, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge (Tennessee).

Larminie, G. 1980a. *Untitled Presentation*. Offshore Environment in the 80's — Proc., Workshop on Environmental Considerations of East Coast Offshore Hydrocarbon Development. Dec. 2-4, 1980, St-Jean (Terre-Neuve).

Larminie, G. 1980b. *The Use of EIA and of Environmental Audits in the Oil Industry*. Environmental Impact Assessment (J.B. Elkington, ed.), p. 59-69. OYEZ Intelligence Report, OYEZ Publ. Ltd., Londres, Grande-Bretagne.

Lewis, E.L. 1979. *Some Possible Effects of Arctic Industrial Developments on the Marine Environment*. Paper presented at POAC '79 (Port and Ocean Engineering under Arctic Conditions), Norwegian Institute of Technology.

Livingston, J. 1981. *Environmental Impact Assessment — it's Whatever You Make It*. Probe Post (November 1981): 12-14.

Longley, W.L. 1979. *An Environemental Impact Assessment Procedure Emphasizing Changes in the Organization and Function of Ecological Systems*. Proc., Ecological Damage Assessment Conference, p. 335376. Society of Petroleum Industry Biologists, Los Angeles (Californie).

Low-McConnell, R.H. 1973. *Reservoirs in Relation to Man — Fisheries*. Man-Made Lakes: Their Problems and Environmental Effets (W.C. Ackermann *et al.*, eds.). Geophysical Monograph 17.

Lower Churchill Development Corporation Limited. 1980. *Lower Churchill Project Generation Facilities: Environmental Impact Statement*. Lower Churchill Development Corporation Limited, St-Jean (Terre-Neuve).

Lowrance, W.W. 1976. *Of Acceptable Risk: Science and the Determination of Safety*. W. Kaufmann, In., Los Altos, California. 180 pp.

Lucas, H.L. 1976. *Some statistical Aspects of Assessing Environmental Impact*. Proc., Workshop on the Biological Significance of Environmental Impacts (R.K. Sharna, J.D. Buffington and J.T. McFadden ed.), p. 295-306. NR-CONF-002. U.S. Nuclear Regulatory Commission, Washington (D.C.).

Mahoney, S.P. 1980. *The Grey River Caribou Study*. Newfoundland Wildlife Division and Newfoundland and Labrador Hydro, St-Jean (Terre-Neuve). 93 p. ' append.

Manitoba Hydro and James F. MacLaren Ltd. 1976. *Environmental Assessment Study: Manitoba Hydro 500 kV.* Electric Power *Transmission Right-of-Way*. Dorsey-Riel-International Border, Winnipeg-Minneapolis Interconnection. Manitoba Hydro, Winnipeg (Manitoba).

Marsan, A. and B. Coupal. 1981. *The Role of Mathematical Models in Assessing Environmental Impacts*. Simulating the Environmental Impact of a Large Hydro Electric Project (N. Therien, ec.), p. 7-16. Simulation Proc. Series, Vol. 9, No. 2, The Soc. for Computer Simulation, La Jolla (Californie).

Martec Limited. 1980. *Initial Environmental Evaluation for Delineation Drilling, Sable Island Area*. Mobil Oil Ltd., Halifax (Nouvelle-Ecosse).

Mason, W.T. Jr. (ed.). 1978. *Methods for the Assessment and Prediction of Mineral Mining Impacts on Aquatic Communities: A Review and Analysis*. Proceeding of a Workshop. FWS/OBS-78/30, Fish and Wildlife Service, U.S. Dept. of the Interior, Harpers Ferry (W. Virginia).

Matthews, W.H. 1975. *Objective and Subjective Judgements in Environmental Impact Analysis*. Environ. Conserv. 2:121-131.

May, R.M. 1975. *Stability in Ecosystems: Some Comments*. Unifying Concepts in Ecology (W.H. van Dobben and R.H. Lowe-McConnell, eds.), p. 161-168. Dr. W. Junk B.V. Publ., The Hague, and Centre for Agric. Publ. and Doc., Wageningen, Pays-Bas.

McLaren, M.A. 1979. *Terrestrial Wildlife Studies in the Upper Salmon Area of South-Central Newfoundland*. Newfoundland and Labrador Hydro, St-Jean (Terre-Neuve). 145 p.

Milne, A.R. 1976. *Canadian Environmental Studies of the Southern Beaufort Sea.* Assessment of the ARctic Marine Environment (D.W. Hood and D.C. Burrell, eds.), p. 87-94. Inst. of Marine Science, Univ. of Alaska, Fairbanks (Alaska).

Ministère des Pêches et Environnement. 1978. *Review of the Environmental Impact Statement for Exploratory Drilling in the Davis Strait.* Regional Hydrocarbon Committee, Ministère des Pêches et Océans.

Mitchell, B. and R. Turkheim. 1977. *Environmental Impact Assessment: Principles, Practice, and Canadian Experiences.* Managing Canada's Renewable Resources (R.R. Krueger and B. Mitchell, eds.), P. 47-66. Methuen Publications, Toronto (Ontario).

Moss, B. 1976. *Ecological Considerations in the Preparation of Environmental Impact Statements.* Environmental Impact Assessment (T. O'Riordan and R.D. Hey, eds.), p. 82-90. Saxon House, Farnborough, Grande-Bretagne.

Munn, R.E. 1975. *Environment Impact Assessment.* Paper presented to International Congress of Scientist on the Human Environment: Kyoto, Japon, 16-26 nov. 1975. 21 p.

Munn, R.E. (ed.). 1979. *Environmental Impact Assessment: Principles and Procedures.* SCOPE Report 5. International Council of Scientific Unions — Scientific Committee on Problems of the Environment. 160 p.

Nettleship, D.N. 1975. *Etudes des oiseaux de mer de l'île Prince-Léopold et des parages, Territoires du Nord-Ouest: Rapport provisoire d'études biologiques de 1975.* Cahiers de biologie nº 73, Service canadien de la faune, Pêches et Environnement Canada, Ottawa. 11 p.

Newfoundland and Labrador Hydro. 1980a. *Upper Salmon Hydroelectric Development: Environmental Impact Statement.* Environmental Policy Department, Newfoundland and Labrador Hydro, St-Jean (Terre-Neuve). 187 p.

Newfoundland and Labrador Hydro. 1980b. *Cat Arm Hydroelectric Development: Environmental Impact Statement.* Environmental Services Department, Newfoundland and Labrador Hydro, St-Jean (Terre-Neuve). 262 p.

Newfoundland and Labrador Hydro. 1981a. *Environmental Information Report (1981): The Upper Salmon Hydroelectric Development.* Environmental Services Department, Newfoundland and Labrador Hydro, St-Jean (Terre-Neuve). 70 p.

Newfoundland and Labrador Hydro. 1981b. *Cat Arm Hydroelectric Development: Environmental Impact Statement Addendum.* Environmental Services Department, Newfoundland and Labrador Hydro, St-Jean (Terre-Neuve).

Norlands Petroleums Limited. 1978. *Environmental Impact Statement for Exploratory Drilling in the Lancaster Sound Region.*

Northlands Associates Limited. 1979a. *Upper Salmon Development: Biophysical Study.* Newfoundland and Labrador Hydro, St-Jean (Terre-Neuve). 127 p.

Northlands Associates Limited. 1979b. *Upper Salmon Development: Reservoir Preparation Study.* Newfoundland and Labrador Hydro, St-Jean (Terre-Neuve). 61 p.

Norton, D.W. 1979. *Some Relationships Between Environmental Assessments and Arctic Marine Development.* Paper presented at POAC '79 (Port and Ocean Engineering under Arctic Conditions), Norwegian Institute of Technology.

Norton, G.A. and B.H. Walker. 1982. *Applied Ecology: Towards a Positive Approach.* I. The Context of Applied Ecology. J. Eviron. Mgmt. 14:309-324.

Odum, E.P. and J.L. Cooley. 1980. *Ecosystem Profile Analysis and Performance Curves as Tools for Assessing Environmental Impact.* Symp. Proc., Biological Evaluation oi Environmental Impacts, p. 94-102. FWS/OBS-80/26, Council on Environ. Quality, and Fish and Wildl. Service, U.S. Dept. of the Interior, Washington (D.C.).

Ogawa, H. and W.J. Mitsch. 1979. *Modeling of Power Plant Impacts on Fish Populations.* Environmental Management 3:321-330.

O'Neil, R.V., B.S. Ausmus, D.R. Jackson, R.I. Van Hook, P. Van Voris, C. Washburne and A.P. Watson. 1977. *Monitoring Terrestrial Ecosystems by Analysis of Nutrient Export.* Water, Air, and Soil Pollution 8:271-277.

Orians, G.H. 1975. *Diversity, Stability and Maturity in Natural Ecosystems.* Unifying Concepts in Ecology (W.H. van Dobben and R.H. Lowe-McConnell, eds.), p. 139-150. Dr. W. Junk B.V. Publ., The Hague, and Centre for Agric. Publ. and Doc., Wageningen, Pays-Bas.

Overton, W.S. 1978. *Observations on Modeling.* Methods for the Assessment and Prediction of Mineral Mining Impacts on Aquatic Communities: A Review and Analysis (W.T. Mason, Jr., ed.), p. 141-142. FWS/OBS-78/30, Fish and Wildlife Service, U.S. Dept. of the Interior, Harpers Ferry (West Virginia).

Peace-Athabasca Delta Project Group. 1973. *The Peace-Athabasca Delta Project — Technical Report.* Information Canada, Ottawa (Ontario). 176 p.

Peterman, R.M. 1980. *Influence of Ecosystem Structure and Perturbation History on Recovery Processes.* The Recovery Process in Damaged Ecosystems (J. Cairns Jr., ed.), p. 125-139. Ann Arbor Science Publ. Inc., Ann Arbor (Michigan).

Petro-Canada. 1982. *Offshore Labrador Initial Environmental Assessment.* Petro-Canada, Calgary (Alberta).

Pielou, E.C. 1981. *The Usefulness of Ecological Models: a Stocktaking.* Quart. Rev. Biol. 56:17-31.

Regier, H.A. and D.J. Rapport. 1977. *The Application of Ecological Modelling to Impact Assessment*. Environmental Impact Assessment in Canada: Processes and Approaches (M. Plewes and J.B.R. Whitney, eds.), p. 79-97. Publ. No. EE-5, Institute for Environmental Studies, Univ. of Toronto, Toronto (Ontario).

Rosenberg, D.M. and V.H. Resh *et al.* 1981. *Recent Trends in Environmental Impact Assessment*. Can J. Fish. Aquat. Sci. 38:591-624.

Sage, B. 1980. *Ruptures in the Trans-Alaska Oil Pipeline: Causes and Effects*. Ambio 9:262-263.

Sanders, F.S. and G.W. Stuter, II. 1980. *General Considerations for Ecological Effects Monitoring and Assessment*. Strategies for Ecological Effects Assessment at DOE Energy Activity Sites (Sanders et al), p. 9-60. Environ. Sci. Div. Publ. No. 1639, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge (Tennessee).

Sanders, F.S., S.M. Adams, L.W. Barnthouse, J.M. Giddings, E.E. Huber, K.D. Kumar, D. Lee, B. Murphy, G.W. Stuter and W. Van Winkle. 1980. *Strategies for Ecological Effects Assessment at DOE Energy Activity Sites*. Environ. Sciences Div. Publ. No. 1639, ORNL/TM-6783. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge (Tennessee). 390 p.

Saskatchewan Research Council. 1981 *Environmental Impact Assessment for the Claude Ore Zone — Experimental Test Pit*. Cluff Mining (Saskatchewan).

Sharma, R.K. 1976. *Determining Biological Significance of Environmental Impacts: Science or Trans-science?* Proc., Workshop on the Biological Significance of Environmental Impacts (R.K. Sharma, J.D. Buffington and J.T. McFadden, eds.), p. 3-10. NR-CONF-002, U.S. Nuclear Regulatory Commission, Washington (D.C.).

Sharma, R.K., J.D. Buffington and J.T. McFadden (eds.), 1976. *The Biological Significance of Environmental Impacts*. Conf. Proc., NR-CONF-002, U.S. Nuclear Regulatory Commission, Washington (D.C.). 327 p.

Sharp, J.M., S.G. Appan, M.E. Bender, T.L. Linton, D.J. Reish and C.H. Ward. 1979. *Natural Variability of Biological Community Structure as a Quantitative Basis for Ecological Impact Assessment*. Proc., Ecological Damage Assessment Conference, p. 257-284. Society of Petroleum Industry Biologists, Los Angeles (Calif.).

Shawmont Newfoundland Ltd. 1981. *Upper Salmon Access Road Stream Crossing Fisheries Study*. Newfoundland and Labrador Hydro, St-Jean (Terre-Neuve).

Skalski, J.R. and D.H. McKenzie. 1982. *A Design for Aquatic Monitoring Programs*. J. Environ. Mgmt. 14:237-251.

Smith, J.N., K. Ellis and F.J. Bishop. 1981. *Pre-operational Environmental Monitoring Report for the Point Lepreau, N.B. Nuclear Generating Station — 1980*. Rep. Series/BI-R-81-10. Institut océanographique de Bedford, Dartmouth (Nouvelle-Ecosse). 111 p.

Smith, M. and B. Rigby. 1981. *Répartition des polynies dans l'Arctique canadien*. Les polynies de l'Arctique canadien (I. Stirling and H. Cleator, eds.), p. 7-28. Publication hors-série n° 45, Service Canadien de la faune, Environnement Canada, Ottawa.

States, J.B., P.T. Haug, T.G. Shoemaker, L.W. Reed and E.B. Reed. 1978. *A Systems Approach to Ecological Baseline Studies*. FWS/OBS-78/21, Fish, and Wildlife Service, U.S. Dept. of the Interior, Fort Collins (Colorado). 365 p.

Stirling, I., et H. Cleator (eds.). 1981. *Les polynies de l'Arctique canadien*. Publication hors-série n° 45, Service canadien de la faune, Environnement Canada, Ottawa (Ontario).

Stirling, I., H. Cleator et T.G. Smith. 1981. *Mammifères marins*. Les polynies dans l'Arctique canadien (I. Stirling and H. Cleator, eds.), p. 45-58. Publication hors-série n° 45, Service canadien de la faune, Environnement Canada, Ottawa (Ontario).

Swartz, R.C. 1980. *Application of Diversity Indices in Marine Pollution Investigations*. Symp. Proc., Biological Evaluation of Environmental Impacts, pp. 230-237. FES/OBS-80/26, Council on Environ. Quality, and Fish and Wildl. Service, U.S. Dept. of the Interior, Washington, D.C.

Teleki, G.C. et Z. Herskowits. 1982. *The Ontario Lakeshore Capacity Simulation Model: An Introduction to the Model and its Role in Lakeshore Planning and Management*. Ontario Ministry of Municipal Affairs and Housing. Toronto, Ontario. 31 pp.

Therien, N. (ed.). 1981. *Simulating the Environmental Impact of a Large Hydroelectric Project*. Simulation Proc. Series, Vol. 9, No. 2. Simulation Councils Inc. (Society for Computer Simulation), La Jolla (Californie). 118 p.

Truett, J.C. 1978. *Ecosystem Process Analysis — a New Approach to Impact Assessment*. Symp. Proc., Energy/Environment '78, p. 70-75. Soc. Petro. Ind. Biologists, Los Angeles (Calif.).

Truett, J.C. 1980. *Beaufort Sea Barrier Island-lagoon Ecological Process Studies: Final Report, Simpson Lagoon*. Part 7. Synthesis, impact analysis, and a monitoring strategy. Envir. Assess. Alaskan Cont. Shelf, Annu. Rep. Prin. Invest. BLM/NOAA, OCSEAP, 92 p. Boulder.

van Keulen, H. 1974. *Evaluation of Models*. Proc., 1st intern. Cong. of Ecology, p. 250-252. Centre for agric. Publ. and Doc., Wageningen, Pays-Bas.

Van Norman, R.W. 1963. *Experimental Biology*. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs (New Jersey). 243 p.

Van Voris, P., R.V. O'Neil, W.R. Emanuel and H.H. Shugart, Jr. 1980. *Functional Complexity and Ecosystem Stability*. Ecology 61:1352-1360.

Walker, B.H. and G.A. Norton. 1982. IApplied Ecology: Towards a *Positive Approach*. II. Applied Ecological Analysis. J. Environ. Mgmt. 14:325-342.

Wallace, R.R. 1981. *Environmental Impact Research: a Time for Choices*. Alternatives 9:42-48.

Walters, C. 1975. *An Interdisciplinary Approach to Development of Watershed Simulation Models*. J. Fish. Res. Board Can. 32:177-195.

Ward, D.V. 1978. *Biological Environmental Impact Studies: Theory and Methods*. Academic Press, New York. 175 p.

Westman, W.E. 1978. *Measuring the Inertia and Resilience of Ecosystems*. BioScience 28:705-710.

Wiederholm, T. *Use of Benthos in Lake Monitoring*. J. Water Pollution Control 52:537-547.

Zar, J.H. 1976. *Statistical Significance and Biological Significance of Environmental Impacts*. Proc., Workshop on the Biological Significance of Environmental Impacts (R.K. Sharma, J.D. Buffington and J.T. McFadden, eds.), p. 285-293. NR-CONF-002. Nuclear Regulatory Commission, Washington (D.C.).